

Elgprosjektet i Akershus – Delrapport 2

Effekter av inngjerdede trafikkårer på forflytning og
arealbruk hos elg

STATENS VEGVESENS RAPPORTER

Nr. 316



Tittel

Elgprosjektet i Akershus – Delrapport 2

Undertittel

Effekter av inngjerdede trafikkårer på forflytninger og arealbruk hos elg

Forfatter

Leif Kastdalen, Ole Roer og Jos M. Milner

Avdeling

Transportavdelingen

Seksjon

Klima og miljø

Prosjektnummer

Rapportnummer

Nr. 316

Prosjektleder

Ole Roer

Godkjent av

Asle Stokkereit

Emneord

Elg, Trafikkårer, Faunapassasjer, Barrierevirkning, Beite, Fjernmåling.

Sammendrag

Denne rapport analyserer 1) betydningen av ulike faktorer på funksjonaliteten til faunapassasjer og 2) i hvilken grad inngjerdede trafikkårer hemmer elgens forflytning og arealbruk. En statistisk modell er utviklet som gir en god forklaring på elgens bruk av faunapassasjer ut fra 7 variabler. Videre er undersøkt i hvilken grad elgen bruker areal nær veg og virkningen på elgens arealbruk ved etablering av ungsog nær en trafikkåre. En metode er utviklet for kartlegging av elgens beitetilbud fra fly- og satellittbårne sensorer. For Romerikssletta, er det a) utviklet en modell som viser elgens arealbruk, b) undersøkt hvordan beitepresset fra elg varierer mellom ulike delområder, og c) hvordan skogarealene er blitt endret de siste 35 år med prognoser for utviklingen de neste 15 år.

Referanse

Kastdalen, L., Roer, O. & Milner, J.M. 2018. *Elgprosjektet i Akershus - Delrapport 2. Effekter av inngjerdede trafikkårer på forflytning og arealbruk hos elg.* - Statens vegvesens rapporter nr. 316

Title

Moose project Akershus – Part 2

Subtitle

Effects of fenced roads and railways on movement and land use of moose

Author

Leif Kastdalen, Ole Roer og Jos M. Milner

Department

Transport Department

Section

Climate and Environmental Assessment

Project number

Report number

No. 316

Project manager

Ole Roer

Approved by

Asle Stokkereit

Key words

Moose, Traffic Arteries, Wildlife Crossings, Connectivity, Browsing Resources, Remote sensing.

Summary

This report analyses 1) the importance of various factors for the functionality of fauna passages (also known as wildlife crossings) and 2) the extent to which fenced traffic arteries inhibit movement and habitat use of moose. A statistical model has been developed that predict the use of wildlife crossings by moose using 7 variables. In addition, the ways in which moose use the areas near roads and railways are studied by looking at both browsing pressure and habitat use. The study also includes how stands of young forest close to roads affect the proximity of moose to roads. A method has been developed to quantitatively measure the availability of winter forage resources from airborne and satellite sensors. Furthermore, for Romerikssletta a) the variation in grazing pressure between different areas is analysed, b) a model is developed to explain habitat use by moose and c) changes in forested areas over the last 35 years have been mapped and forecasts made for the next 15 years

Reference

Kastdalen, L., Roer, O. & Milner, J.M. 2018. *Moose project Akerhus - Part 2. Effects of fenced roads and railways on movement and habitat use of moose.* - Norwegian Public Roads Administration reports no. 316

Forord

I 2003 ønsket Oslo kommune i samarbeid med Bærum kommune å starte et elgprosjekt i Nordmarka på grunn av mye elg i tettbygde områder, og mange elgpåkjørsler. Samtidig tok Øvre Romerike Elgregion kontakt med Fylkesmannen i Oslo og Akershus for å få igangsatt ett evalueringsprosjekt av de vilttiltak som var gjennomført i forbindelse med flyplass-utbyggingen på Gardermoen. Statens vegvesen Vegdirektoratet skulle i samme tidsperiode starte et prosjekt for å evaluere effekten av ulike vilttiltak langs vei. Siden alle prosjektene omfattet elg og problemstillinger knyttet til veitrafikk og infrastruktur var det naturlig å se de i sammenheng. Dette dannet grunnlaget for at Elgprosjektet i Akershus ble startet opp i 2003.

Underveis i arbeidet med prosjektet har området blitt avgrenset til Øvre Romerike, og utvidet til å gjelde en omfattende gjennomgang av de fleste faunapassasjene på Øvre Romerike, både langs vei og jernbane. Prosjektet har også hatt som en viktig oppgave å se på hvordan arealforvaltningen i studieområdet har påvirket elgens forflytningsmønster, og hvilke arealhensyn som bør tas for å opprettholde elgens mulighet for fortsatt bruk av Romerikssletta som beite og trekkområde.

Prosjektet har vært koordinert av en styringsgruppe bestående av Statens vegvesen Region øst, Statens vegvesen Region sør, Statens vegvesen Vegdirektoratet, Eidsvoll kommune (på vegne av kommunene på Øvre Romerike), Øvre Romerike Elgregion, og Fylkesmannen i Oslo og Akershus. Sistnevnte har i tillegg vært prosjekteier.

Følgende aktører har finansiert prosjektet: Statens vegvesen Region øst, Statens vegvesen Vegdirektoratet, Statens vegvesen Region sør, Jernbaneverket, Miljødirektoratet, Akershus fylkeskommune, Hedmark fylkeskommune, Eidsvoll kommune, Nannestad kommune, Norsk Romsenter, Mathiesen Eidsvoll Værk og Fylkesmannen i Oslo og Akershus. Det rettes en stor takk til alle. Uten deres bidrag hadde ikke prosjektet vært mulig å realisere.

Faun Naturforvaltning AS har hatt ansvaret for å gjennomføre prosjektet, og Ole Roer har vært prosjektansvarlig. Morten Meland og Lars Erik Gangsei har bistått hovedforfatteren i slutføringen av prosjektet. Det ble inngått et samarbeid med Norsk institutt for Naturforskning (NINA) og Miljøanalyser ved Leif Kastdalen om analyse og bearbeiding av innsamlede data. Faun Naturforvaltning AS i samarbeid med NINA har utarbeidet delrapport nr 1, og Leif Kastdalen har utarbeidet delrapport nr 2. Det er i tillegg laget en kortrapport som sammenfatter resultatene fra de to hovedrapportene. Fra NINA har Christer Rolandsen, Erling Solberg, Bram Van Moorter og Manuela Panzacchi bistått med et betydelig analysearbeid rettet mot områdebruk for elg og trafikk. Leif Kastdalen og Jos M. Milner har sett spesielt på hvilken effekter utbyggingen på Romerike har hatt på elgstammen, og hvordan elgen bruker arealene på Øvre Romerike. Sentralt i dette arbeidet har vært innhenting av data for å evaluere hvilke faktorer som påvirker elgens bruk av faunapassasjene og i hvilken grad samferdselsutbyggingene har medført en barriere for elg. Med bruk av satellittdata har det også vært mulig å se hvordan skogarealene har blitt endret de siste 35-år, og dermed identifisere de arealer der risikoen for uheldig utbygging er størst.

Vi ønsker å rette en stor takk til alle som har bidratt for å realisere prosjektet. Det gjelder alle som har bidratt i forbindelse med elgmerking, kameraovervåkingen og øvrige som har vært involvert i prosjektet. Spesielt rettes det en takk til Kjell Disenbroen, Carl Randin Klokke-
rengen og Knut Ola Kaatorp for hjelp med oppfølging av viltkameraer. Videre takkes Nils Oscar Gunhildrud for hjelp til diverse praktisk oppgaver underveis. Espen Rise Gregersen og Mathilde



Hauge Skarsjø takkes for bistand med oppmåling av faunapassasjer, og kartlegging av strekninger med viltgjerder. Åsne Nygård Teksle takkes for arbeid med gjennomgang av kamerabilder fra faunapassasjene. Videre rettes det en spesiell takk til Mathisen Eidsvold Værk, og Romerike Almenning for tilgang på bestandsdata, og for at prosjektet vederlagsfritt fikk disponere deres skogsbilvegnett. Vi vil også takke Norsk Romsenter for at de bidro økonomisk til innkjøp av satellittdata, og Statens kartverk for å tilrettelegge LiDAR-data og flyfoto slik at de kunne benyttes i prosjektet. Disse data har vært svært viktige i de analyser som er blitt gjort.

Vi håper prosjektet vil bidra med ny kunnskap om faktorer som påvirker elgens bruk av faunapassasjer, barrierevirkninger av inngjerdede trafikkarer, metoder til kartlegging av elgens vinterbeiteressurser og betydningen av beite på elgens generelle områdebruk. Selv om undersøkelsen er gjennomført på Øvre Romerike vil resultatene fra prosjektet ha stor overføringsverdi når det skal planlegges ny infrastruktur også andre steder i landet.

Oslo 2. februar 2018

Nils Oskar Gunhildrud
Øvre Romerike Elgregion

Hans Petter Klokkerengen
Eidsvoll kommune

Paul Berger Hansen
Statens vegvesen Region øst

Frode Bye
Statens vegvesen Region øst

Karianne Thøger Haaverstad
Statens vegvesen Vegdirektoratet

Asle Stokkereit
Fylkesmannen i Oslo og Akershus



Innhold

Sammendrag	6
Summary	9
1 Innledning	12
2 Studieområdet	15
3 Materiale og metode	17
3.1 Passering av trafikkårer	17
3.1.1 <i>Viltkamera i faunapassasjer</i>	17
3.1.2 <i>Sporregistrering langs trafikkårer og i faunapassasjer</i>	18
3.1.3 <i>Analysen over elgens bruk av faunapassasjer</i>	19
3.2 Tetthet av elg	23
3.2.1 <i>Tetthet i passasjenes nærområde</i>	23
3.2.2 <i>Tetthet på hver side av trafikkårer</i>	24
3.3 Elgens vinterbeite	26
3.3.1 <i>Elgens beite</i>	26
3.3.2 <i>Elgens beitetilbud</i>	26
3.4 Elgens arealbruk	32
3.4.1 <i>Prediksjonsmodell</i>	32
3.4.2 <i>Algoritmer og variabler</i>	32
3.5 Programvare og nøyaktighetsmål	34
4 Resultat og diskusjon	35
4.1 Faunapassasjer	35
4.1.1 <i>Bruk av overvåkede passasjer av elg og folk</i>	37
4.1.2 <i>Sesongmessig variasjon i bruken av passasjene</i>	40
4.1.3 <i>Analysen av data fra viltkamera</i>	41
4.1.4 <i>Antall elg ved passasjene om vinteren</i>	47
4.1.5 <i>Betydningen av antall elg i passasjenes nærområde</i>	49
4.1.6 <i>Analyse av data fra viltkamera og sporregistreringer</i>	51
4.2 Barriereeffekter	63
4.2.1 <i>De undersøkte trafikkårer</i>	63
4.2.2 <i>Endring i forflytningsmønster</i>	64
4.2.3 <i>Endringer i tetthet</i>	68
4.2.4 <i>Konklusjon barriereeffekter</i>	73
4.3 Elgens beite	74
4.3.1 <i>Treslagsfordeling og beitetrykk</i>	74
4.3.2 <i>Beiteressursene</i>	74
4.4 Elgens arealbruk	76

4.5 Elgen på Øvre Romerike	79
4.5.1 <i>Romerikselgens vinterbeite</i>	79
4.5.2 <i>Romerikselgens arealbruk.....</i>	79
4.5.3 <i>Er trafikkårer på Øvre Romerike et ferdselshinder?</i>	82
4.5.4 <i>Fungerer passasjene som forventet?.....</i>	82
4.5.5 <i>Kunne funksjonaliteten vært bedre?.....</i>	85
4.5.6 <i>Tap av skogområder på Øvre Romerike.....</i>	87
5 Oppsummering og anbefalinger	88
5.1 Datasettet	88
5.2 Faunapassasjer - bruk og funksjonalitet.....	88
5.3 Faktorer som påvirker faunapassasjens funksjonalitet.....	89
5.4 De enkelte passasjers funksjonalitet.....	90
5.5 Trafikkårer som barrierer	90
5.6 Effekter på beite	92
5.7 Beiteressurskart	93
5.8 Arealbrukskart.....	93
5.9 Reduksjon i skogareal.....	93
5.10 Anbefalinger	94
6 Litteratur.....	95
7 Vedlegg.....	98
7.1 Biomassemodellen	98
7.1.1 <i>Beiteressursene</i>	98
7.1.2 <i>Allometriske modeller</i>	98
7.1.3 <i>Kvistbiomasse fra fjernmålte variabler</i>	100
7.1.4 <i>Dynamisk beregning av biomassen</i>	103



Sammendrag

Målsetting

Prosjektet har hatt som hovedmål å kartlegge faktorer som påvirker hvordan faunapassasjer fungerer for vilt og i hvilken grad inngjerdede trafikkårer i kombinasjon med faunapassasjer blir en barriere for vilt. I prosjektet er dette undersøkt for elg siden det er en art med stort konfliktoomfang i forhold til trafikkårer og store krav til dimensjonering. Dermed vil avbøtende tiltak som fungerer for elg med stor sannsynlighet også fungere for mange andre viltarter. I tillegg har det vært et mål å kartlegge elgens beite, dens beiteressurser og de faktorer som påvirker arealbruken.

Datagrunnlag og metoder

Prosjektets studieområde har vært Øvre Romerike. I tillegg er data innhentet fra 3 viltunderganger på E6 i Stange. For å besvare målene er en rekke datakilder benyttet. To rapporter er laget fra prosjektet. I delrapport 1 er brukt data fra 55 GPS-merket elg og fra viltkamera montert i 20 faunapassasjer over en tidsperiode på 15 måneder, samt data om påkjørsler og informasjon om sett og felt elg fra jakten.

Denne rapporten (delrapport 2) analyserer data fra de samme viltkamera, men med flere kovariater. I tillegg er et større datamateriale analysert over elgens bruk av faunapassasjer vinterstid og data fra tellinger av elgmøkk. Det utvidede materialet inkluderer data tilbake i tid til 1994, dvs. før de store utbyggingene knytt til etableringen av Gardermoen som ny hovedflyplass startet.

I studiet av elgens forflytningsmønster, på tvers av de store trafikkårene på Øvre Romerike, inngår eldre data fra sporregistreringer vinterstid i tillegg til nye data fra viltkamera. Elgens beitevalg ble i 2013 undersøkt i de samme plott hvor det ble gjort tellinger av elgmøkk. Fra møkkteilingene har vi utviklet en modell for elgens arealbruk på Romerikssletta og produsert et detaljert kart. Videre har vi utviklet metodikk til å kartlegge elgens beiteressurser om vinteren med data fra flybåren LiDAR og optiske satellitter (RapidEye og Landsat). Med bruk av disse data laget vi et detaljert kart over kvistbiomassen tilgjengelig for elg. Data fra dette kartet er benyttet i analyser av faktorer som påvir-

ker faunapassasjenes funksjonalitet og i modeller av elgens arealbruk.

Fra en tidsserie med satellittbilder tilbake til 1984 har vi undersøkt endringen i skogarealene. Trenden fra de siste 30-år er projisert 15 år fram i tid for å identifisere 1) hvor skogarealene er mest utsatt for videre nedbygging og virkningene av dette på elgens beitetilgang og 2) hvor skogsarealene står i fare for å bli så fragmentert at de ikke lenger vil fungere som ferdselskorridorer for vilt.

Resultat

Bruk av faunapassasjer

For enkelte av passasjene er det i datamaterialet fra 2012/2013 store forskjeller i hvor mye de blir brukt av elg mellom barmarksperioden (mai-november) og vintermånedene. Faktorer som arealet av skog innenfor 1 km fra passasjene og tredekt areal ved passasjene (innenfor 50 meter) virker positivt på elgens bruk om vinter, men hadde negativ innvirkning i barmarksperioden. Økende menneskelig aktivitet i faunapassasjene førte til redusert bruk av elg når menneskelig bruk kom over et nivå på ca 5 personer om dagen. Vinterstid så det ut til at elgen tolererte noe mer menneskelig aktivitet, men den økte toleransen kan skyldes at det vinterstid var få datapunkt der passasjene var mye brukt av folk. Analysene tyder på at forstyrrelseseffekten er vel så mye knyttet til hvor mye passasjene blir brukt av folk over lengre tid som den umiddelbare forstyrrelse ved daglig eller ukentlig sambruk.

Mange variabler kan bli avledet fra snøforholdene. Vi fant at snødybden var den mest betydningsfulle variabelen, og at snødybden ved passasjene hadde noe større betydning enn mengden nysnø ved dem. Variasjonen i snødybde gjennom vinteren påvirket også elgens bruk mer enn variasjonen mellom passasjene.

Målinger av den relative forskjell mellom passasjene i antall elg som oppholdt seg i passasjenes nærområde om vinteren viste at for lave til moderate tettheter hadde antall elg liten betydning for bruken av passasjene, mens når elgtettheten ble høy får antallet betydning. Dette indikerer at det oppstår en viss «læringseffekt» når det er mange

elg i nærområdet til en passasje. Inkludering av elg-tetthet i en modell over elgens bruk av passasjene vinteren 2012/2013 førte ikke til større endringer i de øvrige forklaringsfaktorer, verken når det gjaldt p-verdiene eller glattingskurvenes form.

Modeller for elgens månedlige bruk av faunapassasjer vinterstid ble utviklet fra et datasett utvidet med observasjoner innhentet mellom 1999 og 2013. Dette datasettet inkluderer 26 faunapassasjer der elgens bruk er observert i totalt 476 vintermåneder. I de beste modellene ble elgens bruk forklart med 7 variabler. Det var liten forskjell mellom modeller der nærområdet ble definert som 1,5 km fra passasjene i forhold til 1 km, og mellom modeller der snødybden ved passasjen ble erstattet med månedsnummer. En samlet vurdering er basert på gjennomsnittet av disse fire modellene. Modellene forklarte 85% av variasjonen i elgens bruk.

Vi fant ingen forskjell mellom over- og underganger i elgens bruk av faunapassasjene, eller lokaliseringen av disse til veg eller jernbane. Elgens bruk av faunapassasjene økte med økende passasjebredde frem til ca 35-40 meter. Analyser av underganger indikerer at økt åpenhet er entydig positivt (uten terskeeffekt), også når det gjelder åpenhet langt over anbefalte minimumsnivå.

I modellene, som ble utviklet fra det utvidede datasettet, ble forstyrrelse analysert som en egen-skap ved hver passasje. Også her førte menneskelig bruk av faunapassasjene til redusert bruk hos elg. For passasjene kategorisert til «mye brukt av folk» var elgens bruk i snitt for de 4 modellene redusert med nesten 70% og for to passasjer som var kombinert med trafikkert veg var reduksjonen over 80%.

Elgens bruk av faunapassasjene økte med passasjens alder. Ingen tydelig terskeeffekt ble oppdaget. Utplassering av siloballer ved faunapassasjene gav en tydelig positiv effekt på elgens bruk. For en passasje, som ble lite brukt av folk og hadde middels med beiteressurser i nærområdet, førte utplassering av 4 siloballer per måned til en økning i bruk på 45%, og for passasjer som ble mye brukt av folk og hadde lite med beite i nærområdet økte elgens bruk med 37%.

Når det var godt med beite i passasjenes nærområde fikk det stor positiv innvirkning på elgens bruk av faunapassasjene. Mye mat i et område tiltrekker elg, og mange elg ved en passasje virker trolig forsterkende på bruken, slik at god funksjonalitet oppnås raskere. En situasjon med mye beite ved passasjene krever god dekning av skog, men mye skog gir ikke automatisk et godt beitetilbud.

For passasjer lokalisert til områder som ble mye brukt av elg på trekk hadde snødybden i høyere-liggende skogsområder (600moh) større betydning på elgens bruk enn snødybden ved passasjene. For passasjer lokalisert til områder med liten andel trekkelg hadde snøforholdene ingen betydning på elgens bruk.

Innenfor studieområdet er faunapassasjenes funksjonalitet undersøkt ved å sammenligne elgens faktiske bruk med bruken modellene beregnet. Passasjer som hadde lavere bruk enn forventet og passasjer som ble lite brukt bør undersøkes nærmere med tanke på om funksjonaliteten kan forbedres. For enkelte av passasjene er det laget scenario for hvordan de blir brukt av elg, dersom graden av menneskelig forstyrrelse var annerledes, eller passasjen var bygget i en annen størrelse.

Barrierevirkning av inngjerdede trafikkårer

Det er ikke data fra tilstrekkelig med trafikkårer til å utvikle modeller der barriereeffekten blir beregnet fra ulike påvirkningsfaktorer. For E16, E6 og Gardermobanen finnes data, fordelt på 2 delstrekninger på hver trafikkåre, over effekter som byggingen av E16 og Gardermobanen og utvidelsen av E6 har ført til for elgens forflytningsmønster og arealbruk. Årsaken til endringer i forflytningsmønster og arealbruk er drøftet.

Trafikkårene har markerte forskjeller når det gjelder areal av skog i nærområdet, avstand mellom faunapassasjer og størrelsen på passasjene. De undersøkte strekninger av Gardermobanen har sammenhengende skog på begge sider, tett med faunapassasjer (ca 800 meter mellom hver passasje) og flere store passasjer med lite forstyrrelser fra folk. Den nordre strekningen av E6 har lite skog på den østre siden, men tre store passasjer ligger med kort avstand til hverandre (1 km). Lengre sør er det også skog nær vegen (60% skogdekt) og to store overganger, men der er det stor avstand mellom dem (3,8 km). E16 vestover fra Gardermoen går først gjennom et kulturlandskap med lite skog (53%). Det er relativt kort avstand mellom passasjene, men bare en av dem er bygget spesielt for vilt. Videre mot vest går E16 gjennom et sammenhengende skoglandskap med underganger for ca hver 1,5 km, men de fleste er smalere enn 20 meter (7 av 9).

Dataene tyder *ikke* på at Gardermobanen mellom flyplassen og nord til E6 er noen barriere for elg. Resultatet viser at i et sammenhengende skogområde med kort avstand mellom funksjonelle



faunapassasjer vil en inngjerdet trafikkåre kunne bygges uten at det får innvirkning på elgens arealbruk. Byggingen av E16 har ført til en permanent reduksjon i antall kryssinger av elg og en endring både i hva som er dominerende trekkretning og elgens arealbruk på hver side av vegen. Årsaken er ikke lett å forklare, oppfølgende undersøkelser er nødvendig for å avklare i hvilken grad E16 vestover fra Gardermoen utgjør en barriere som reduserer elgens tilgang til beiteressursene på Romerikssletta.

Utvidelsene av E6 til 4-felts veg og bygging av nye faunapassasjer ser foreløpig (2-4 år etter utvidelsene) ikke ut til å ha redusert vegens barrierевirkning. Elg som vinterstid søker ned til Romerikssletta fra åsene i vest, trekker i liten grad over E6. Områdene innenfor 1 km av faunapassasjene på E6 bør undersøkes nærmere for faktorer som kan virke hemmende på elgens forflytninger.

I den midtre delen av E6 (1,5 km) ble det ved utvidelsene gjennomført store endringer i elgens muligheter til å krysse motorvegen. En reduksjon fra 5 viltsluser til en viltundergang førte til en dramatisk nedgang i antall kryssinger og i tettheten av elg i skogområdet mellom E6 og Råholt. Det viser hvilken effekt som kan oppstå når det blir få passeringpunkt per veglengde og de samtidig blir mye brukt av folk.

Elgens vinterbeiteressurser

Modellen for kartlegging av elgens vinterbeiteressurser forklarte 55% av variasjonen i tilgjengelig kvistbiomasse ved en ruteoppløsning på 5 meter. Nøyaktigheten vil øke når en betrakter et større areal. Fra en slik beiteressursmodell kan det bli produsert kart som er representative for det året sensordataene ble tatt opp. For å få et dynamisk kartprodukt, som kan bli oppdatert årlig, trengs tilvekstkurver for den kvistbiomasse som er tilgjengelig for elg og informasjon om alder til de ulike skogbestand. Tilvekstkurver for kvistbiomassen er utviklet for tre ulike boniteter og fra en tidsserie med satellittbilder er avledet årstall for sluttavvirkning.

Ut fra tilvekstkurvene og kjennskap til årstall for hogst kan biomassekart bli holdt ajour frem til ny kartlegging blir utført. Kartet viser at elgen finner de største beiteressursene på Romerikssletta øst for E6, mens de beste beiteforholdene ligger rett nord og øst for flyplassen og i et område ved Hauer seter, da disse områdene har størst biomasse av tilgjengelig kvist per skogareal.

Elgens arealbruk

Fra telling av elgmøkk i 2013 er det utviklet en modell som beskriver elgens arealbruk på Romerikssletta vinterstid. Modellen forklarer 67% av den målte variasjon i forekomsten av elgmøkk ut fra 8 variabler. 5 av disse er variabler utledet fra LiDAR eller satellittdata, de resterende er avstander til trafikkåre og en inndeling av Romerikssletta i 4 sektorer avgrenset av E16 og E6. Fra en slik arealbruksmodell kan scenario lages for å se effekter av ulike arealutbygginger.

Tellingene av elgmøkk og målingen av beitepress fra elg viste begge at elgens bruk av områdene nær veg avtar ved en avstand av ca 150 meter fra vegskulder. Det viste også at sannsynligheten for å finne elgmøkk øker fra ca. 20% når det ikke er ungskogfelt nær vegen til nesten 60% når et større ungskogfelt blir etablert nær veg. Når elg oppholder seg mer nær veg øker også påkjørselsfaren.

Sammenlikninger mellom møkkteillingene i de mest attraktive vinterområdene og den generelle bestandsendringen målt ved observasjoner under høstjakt, viste at i attraktive vinterområder ble endringen i tetthet av elg mindre enn endringen i bestanden. Dersom dette er et allment mønster vil virkningen at generelle bestandsreduksjoner, for å redusere beiteskader og påkjørsler, få mindre effekt i vinterbeiteområdene enn hva bestandsnedgangen skulle tilsi.

Endringer i skogareal

For å vurdere hvilke deler av et større område som er mest utsatt for reduksjon i beitetilbudet på grunn av tap av skogareal, og dermed også reduksjon i landskapets funksjonalitet for vilt generelt, er det til hjelp å studere utviklingen bakover i tid. Ved bruk av satellittopptak ble endringene i skogarealene kartlagt, og fra trenden de siste 30 år er det laget prognoser for ulike delområder på Øvre Romerike for de neste 15 år. Det viser at dersom reduksjon i skogareal fortsetter i samme tempo som til nå vil de områder av Romerikssletta som i dag har det beste vinterbeite, få et merkbart redusert beitetilbud. Dersom videre utbygging skjer uten en overordnet plan for å opprettholde en skogkorridor i øst-vestlig retning mot faunapassasjene ved Mogreina og Hauer seter vil ferdselskorridoren som viltet i dag benytter, miste sin funksjon. Disse passasjene får da redusert bruk, ved at færre dyr finner frem til dem, og barrierевirkningen fra E6 vil øke. Ut fra beliggenheten er faunapassasjene ved Mogreina og Hauer seter trolig de viktigste passasjene for å opprettholde en øst-vestlig ferdselskorridor for vilt mellom Oslo og Lillehammer.

Summary

Objective

The main aims of the project have been to study factors affecting the use of over- and underpasses by wildlife and the reduced connectivity caused by fenced roads and railways. Moose (*Alces alces*) were the focus of the study due to their high conflict level in relation to traffic and their spatial requirements. Mitigation measures that work for moose are likely to work for many other wildlife species. An additional goal has been to map the browsing resources available for moose during winter and the factors that affect their habitat use.

Data and methods

The main study area has been around Gardermoen airport, north of Oslo. In addition, data were collected from 3 wildlife underpasses on E6 further north (Stange). Many different data sources have been used. Two reports are made from the project. Part 1 analyses data from 55 GPS-marked moose and from camera traps mounted at 20 fauna passages over a period of 15 months in 2012/2013 as well as data of moose vehicle-collisions and hunting statistics. This report (part 2) analyses data from the same camera traps, but with additional covariates including data from dung counts, and an extended timeframe. The extended data set goes back to 1994, i.e. before the major development to build new infrastructure, and expand Gardermoen airport to become the new international airport for Norway, began.

A method is developed to map the browsing resources available for moose in winter with data from airborne LiDAR and optical satellites (RapidEye and Landsat). This is then used to produce a map for the whole study area.

The study of moose movement across the major traffic corridors includes both older data from snow tracks and new data from camera traps. Models are developed to study factors affecting the functionality of fauna passages for moose.

Moose browsing pressure was measured in 2013 in the same plots where the dung counts were carried out. A prediction model for habitat use by moose was developed from the dung counts, to-

gether with data from map products derived from LiDAR, optical satellites and spatial databases.

A time-series of satellite imagery back to 1984 was used to map the reduction in forest area, and this 30-year trend is then used to project further reductions over the coming 15 years. The aim was to identify 1) where forest areas are most vulnerable to further development and the consequences for moose forage resources, and 2) where forest areas are at risk of becoming too fragmented to act as corridors for wildlife.

Results

Use of fauna passages

For some of the passages, the 2012/2013 data set shows huge differences in use by moose during the snow free period (May- November) compared to the winter months. The area of forest within 1 km of the passages and the area of tree coverage around the passages (within 50 meters) both have a positive effect on the use by moose in winter, but a negative impact during the snow free period. Generally, increased use of fauna passages by humans resulted in reduced use by moose, but only when human use was above a threshold level of about 5 people per day. During winter, moose seem to be more tolerant of human activity, but this increased tolerance could also be caused by fewer data points of high human activity during winter. The analyses indicate that the human disturbance effect is more related to the cumulative use of a passage by people over a longer time period than the immediate short-term disruption.

Many variables can be derived for snow conditions. We found that snow depth was the most relevant factor in general, and that snow depth at the passage was somewhat more important than the amount of new snow. The variation in snow depth throughout the winter influences passage use by moose more than variation in snow depth between the passages.

Differences in the number of moose in the vicinity (within 1 km) of passages during winter showed that moose density had little influence on the use of the passages at low to moderate levels,



but became a significant factor when the density of moose in the surrounding area was high. This may indicate that a learning effect occurs when large numbers of moose are in the area close to passages. Including moose density in models explaining the use of passages during the winter 2012/2013 did not lead to major changes in the other explanatory factors, either in terms of their significance or the shape of the relationships.

Models for the monthly use of fauna passages by moose during winter were developed from an extended dataset with observations obtained between 1999 and 2013. This data set included 26 fauna passages for which use by moose was available for a total of 476 winter months. In the best models, the use was explained using 7 variables. There was hardly any difference between models in which the vicinity around a passage was defined as 1.5 km compared to 1 km and for models where the snow depth at passages was replaced by the month number. An overall assessment is based on the average of these four models. The models explained 85% of the variation.

No difference was found between road and rail passages or between over- and underpasses. It was found that the use of fauna passages by moose increased with increasing passage width up to about 35-40 meters. Analyses of underpasses indicate that increased openness is unambiguously positive (without a threshold effect), even in terms of values well above the recommended level.

In models developed from the extended data set, disturbance was analysed as a categorical variable. This model also showed that human use of the fauna passages caused reduced use by moose. For the passages categorized as "widely used by people", moose showed an average reduction in use of almost 70% and for two passages combined with a public road, the reduction was over 80%.

Moose increased their use of over- and underpasses with the age of the passage. No clear threshold effect was detected. Extended feeding with silage bales placed at the fauna passages gave a distinct positive effect on the use by moose. For passages barely used by people and with intermediate natural food resources nearby, feeding with 4 bales per month increased the use by 45%, and for passages that were widely used by people and with a small amount of food resources in the vicinity, use increased with 37%. A high availability of browsing resources in the vicinity of a passage had a strong positive impact on its use by moose. Such a

situation seems to attract moose, and many moose near a passage might have an amplifying effect on its use, so good functionality is achieved faster. A high availability of browsing resources close to a passage requires good forest coverage, but a lot of forest does not automatically offer great browsing opportunities.

For passages situated in areas used by migrating moose during winter, snow depth in high altitude forest areas (600 m asl) was more important than the snow depth at the passages. For passages located in areas mostly used by non-migrating moose, snow conditions had hardly any effect on use.

Within the study area, the functionality of fauna passages is investigated by comparing the actual use with the use calculated from the models. Passages used less than expected and passages barely used by moose should be investigated to determine whether functionality could be improved. For some passages, scenarios are made for how they could be used by moose if the degree of human disturbance was different or the passage size was altered.

Barrier effects of fenced roads and railways

There are insufficient data to develop prediction models for the barrier effect of fenced roads and railways. Nonetheless, impacts on moose movement and habitat use from a new highway (E16), a new railway (Gardermobanen) and from upgrading of an existing road to a 4-lane highway (E6) are analysed.

The studied traffic arteries differ distinctly with regard to the amount of forest in their vicinity, distances between fauna passages and the size of passages. The studied sections of Gardermobanen have contiguous forest areas on both sides, short distances between passages (about 800 meters) and several large passages with minor disturbance from people. By comparison, the northern part of the E6 has only a few small forest patches on the eastern side, but the passages are large with short distances between them (1 km). Further south, the area nearby the road has a 60% coverage of forest, but only two major crossings on a 6.3 km stretch. The E16 westward from Gardermoen initially runs through agricultural landscape with a few forest patches (53%). The distances between the passages are short (1.3 km), but only one is built especially for wildlife. Further west, E16 passes through continuous forest with underpasses located approxi-

mately every 1.5 km, but 7 out of 9 are narrower than 20 meters.

The data do not indicate any barrier effect for moose from Gardermobanen between the airport and north to E6. The results show that in continuous forest with short distances between functional fauna passages, it is possible to build a fenced traffic artery without affecting the moose's habitat use. However, the construction of E16 has led to a permanent reduction in the number of moose crossing and a change both in the main direction of movement and habitat use on each side of the road. The reason is not clear, so further studies are necessary to understand the extent to which E16 westward from Gardermoen represents a barrier that reduces moose access to the browsing resources at Romerikssletta.

The enlargements of the E6 to a 4-lane road and the construction of new fauna passages do not appear to have reduced the barrier effect of E6 (2-4 years after enlargement). Few of the moose that migrate down to Romerikssletta from the western hills continue over the E6. The areas within 1 km of the fauna passages on E6 should be investigated to better understand factors that may inhibit moose crossings. Nonetheless, it is clear that major changes in the middle part of the E6 (1.5 km) have affected the ability of moose to cross the road. A reduction from 5 wildlife fence gateways to one underpass led to a dramatic decline in the number of crossings and to the density of moose in the forest area on the eastern side of E6. This shows the strong impact that few crossing places for moose per length of road can have, particularly when they are also widely used by people.

Browsing resources for moose in winter

The model for mapping the forage resources explained 55% of the variation in the biomass of twigs available for moose with a pixel resolution of 5 metres. Accuracy will increase when considering a larger area. From such a model, maps may be produced that are representative of the year in which the sensor data were recorded.

To get a dynamic map product with annual updates, growth curves for the twig biomass available for moose are developed for three different site productivity classes. Using the growth curves and a time-series of satellite imagery to derive the year of final felling, biomass maps can be kept up-to-date annually.

The biomass map for Romerikssletta shows that the largest browsing resource occurs east of E6, while the highest quality areas are located directly north and east of the airport and in an area close to Hauer seter. These areas have the largest biomass of available twigs per forest area.

Predicting habitat use of moose

The best winter habitat model used 8 variables and explained 67% of the measured variation in the occurrence of moose dung. Five of these are variables derived from LiDAR or satellite data, the remaining are distances to traffic arteries and a division of Romerikssletta into 4 sectors bounded by E16 and E6. From such a habitat model, scenarios can be made to see the effects of development in different areas.

The dung counts and measurement of browsing pressure both showed an increasing avoidance by moose of roads within a distance of about 150 metres. However, the likelihood of finding moose nearby roads increased from about 20% when there was no young forest near the road to almost 60% when larger areas contained young forest. When moose are close to roads, the probability of a moose-vehicle collision will increase.

Comparisons between dung counts in the most attractive winter areas and observations from hunters in autumn showed that the change in density was less in the most used winter areas than across the area as a whole. If this is a general pattern, population reductions to prevent forest damage and moose-vehicle collisions will have less effect in areas where moose aggregate in winter than a decline in the overall population would indicate.

Changes in forest area

The satellite time-series identified the areas where the biggest loss of forest has occurred during the last 30 years. If further development takes place at the same rate in the areas north and northwest of the airport, and without an overall plan, it will be hard to maintain a forest corridor in the east-west direction towards the fauna passages at Mogreina and Hauer seter. Fewer moose will find the passages and the barrier effect from E6 will increase further.



1 Innledning

Bakgrunn

Nettverket av veg- og jernbaneårer utvides jevnt, trafikken på dem øker og trafikkårene blir tilpasset høyere hastigheter. Det har ført til at stadig flere trafikkårer får montert stengsler for å hindre viltpåkjørsler og bygging av faunapassasjer for å hindre trafikkårens barrierевirkning. Fra studier i utlandet vet vi litt om effektene av slik utbygging (Glista m. fl. 2009, Lesbarres & Fahrig 2012, van der Ree m. fl. 2015), men for norske forhold er lite kjent.

Spesielt viktig er det å øke vår kunnskap om sammenhengen mellom utforming og bruk av trafikkårer og den barrierевirkning de gir for dyrelivet (Seiler m. fl. 2015). Hvor lett passerbar en trafikkåre er for en dyreart (permeabiliteten) er en funksjon av artens økologi, trafikkintensiteten og landskapsmessige forhold. Dersom trafikkåren er inngjerdet blir passerbarheten påvirket av hvor tett faunapassasjene er lokalisert og deres virkningsgrad (Karlson m. fl. 2017).

Når faunapassasjer blir bygget, bør de utformes slik at de fungerer best mulig for de arter som lokalt kan benytte dem. Generell er oppfatning at dess større en viltart er desto større bør passasjene være. Når en trafikkåre oppleves som et vandringshinder for et hjortevilt som elg, er den med stor sannsynlighet også et hinder for mange andre viltarter, og på tilsvarende sett er avbøtende tiltak i forhold til elg fordelaktige for mange arter (Seiler m. fl. 2015). Elg er også den art i Norge som har skapt de største konflikter i forhold til utbygging av infrastruktur, og en art hvor det foreligger data som muliggjør undersøkelser av en før-etter situasjon (Glista m. fl. 2009).

Øvre Romerike er et område som har hatt store utbygginger av trafikknett de siste 25 år, og et område der det er blitt bygget mange faunapassasjer for å hindre barrierевirkninger fra de større inngjerdede trafikkårene. I området ble det startet innsamling av data på elg allerede på 1990-tallet (Kastdalen 1996), og fulgt opp med flere undersøkelser seinere

(Kastdalen 1999, Kastdalen og Gundersen 2004). En ny runde med innhenting av data om elg ble gjennomført i perioden 2008-2013.

Rapportens innhold

Denne rapport inngår som en av to delrapporter fra de nye undersøkelsene. Delrapport 1 gir en utførlig beskrivelse av undersøkelsen inklusive organisering (Roer m. fl. 2017). Rapporten fra del 1 omhandler analyser av forflytninger hos GPS-merket elg og estimering av bestandsstørrelse fra «Sett Elg», samt data om påkjørsel og felling av elg. Delrapport 1 beskriver også elgens bruk av faunapassasjer registrert med viltkamera over en 15 måneders periode, og bruken de GPS-merkede elgene hadde.

Denne rapporten (delrapport 2) behandler et større materiale over elgens bruk av faunapassasjer, både ved at flere passasjer inngår og ved at den inkluderer datamateriale på elgens forflytninger og arealbruk tilbake til 1993. Den omhandler også nye data på fordelingen av elgens beiteressurser på Øvre Romerike. Samlet har dette gitt muligheter til mer omfattende analyser av hvordan ulike faktorer påvirker elgens bruk av over- og underganger og av trafikkårenes barrierевirkning. Resultatene fra disse analysene gir muligheter til å lage ulike scenario for å se hvordan elgens bruk av faunapassasjer blir påvirket når en variere faktorer som passasjenes størrelse, forstyrrelse av sambruk med folk, mattilbudet i nærområdet, snøforhold m.m.

I rapporten er det også sett på hvordan elgen brukte nærområdene til de store trafikkårene og hvor hyppig de krysset disse traséene før de ble bygget, sammenliknet med situasjonen i dag. Siden de undersøkte trafikkårene går gjennom både skogs- og jordbrukslandskap, og har ulik utforming og hyppighet av faunapassasjer, gir resultatene indikasjoner på hva som kreves av tiltak for å hindre barrierееffekter.

Rapporten beskriver også en metodikk for å lage detaljerte kart over elgens vinterbeite, og hvordan et slikt beiteressurskart kan kobles

med annen informasjon for å lage heldekkende kart som viser elgens arealbruk. Slike kart er spesielt egnet som et verktøy i arealplanleggingen.

Datakildene

Til å besvare prosjektets mål er data fra flere kilder benyttet. Eventuelle barrierevirkninger fra de store trafikkårene er undersøkt ved å sammenlikne antall passeringer av elg før og etter bygging eller større utvidelser, og ved å måle tetthet av elg på begge sider av trafikkårene både før og etter bygging/utvidelse. Bruken av faunapassasjer er undersøkt ved å benytte data fra registreringer av elgspor og fra viltkamera montert i faunapassasjene.

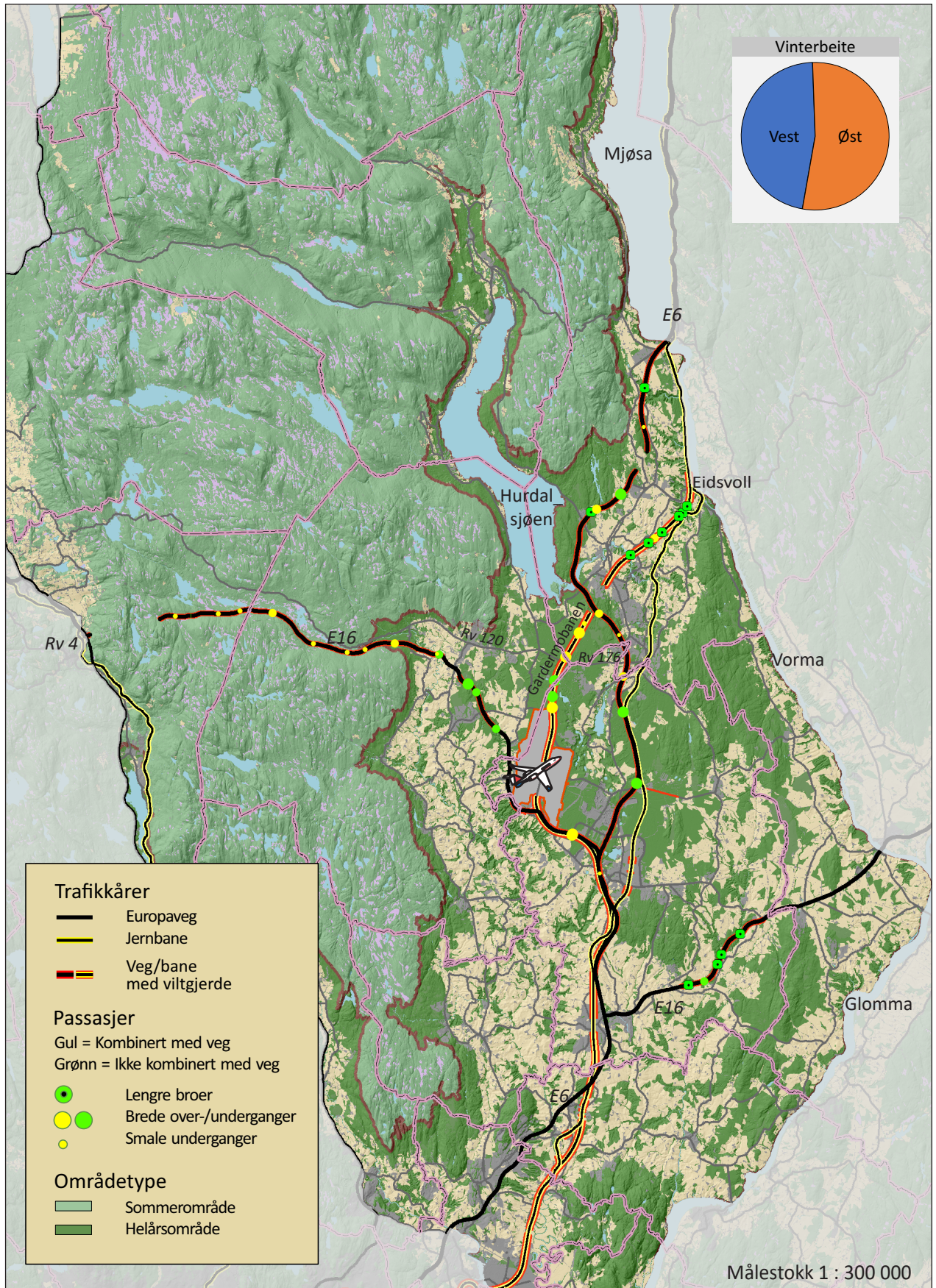
Klimatiske forklaringsvariabler er hentet fra den interpolering som blir utført fra målinger ved de meteorologiske bakkestasjonene til det nasjonale 1 km rutenettet (seNorge.no). Data om naturgitte forhold og menneskeskapt arealendringer er hentet fra digitalt kartverk, satellittbilder (Landsat og RapidEye) og ulike LiDAR-prosjekt fra årene 2007-2013.

Utvikling av en metode til å kartlegge elgens vinterbeiteressurser er gjort ved målinger av beitemengdene i utvalgte plott, og deretter er en regresjonsmodell brukt til å koble feltmålingene til data fra fly- og satellittbårne sensorer (LiDAR, RapidEye, Landsat).

Målsetting

De studier som presenteres i denne delrapport har hatt følgende mål:

1. Kartlegge faktorer som påvirker elgens bruk av faunapassasjer.
 - Registrere elgens bruk av etablerte faunapassasjer.
 - Undersøke hvordan ulike faktorer påvirker elgens bruk av faunapassasjer.
 - Gi generelle råd om utforming og plassering av faunapassasjer på nye vei- og baneanlegg.
 - Gi stedtilpassede råd for best mulig effekt i studieområdet.
2. Kartlegge barriereeffekter fra inngjerdede trafikkårer.
 - Undersøke om det har oppstått barrierevirkninger fra de store trafikkårene på Øvre Romerike.
3. Kartlegge elgens beiteressurser og arealbruk.
 - Utvikle en metode for å fremskaffe heldekkende kart over elgens beiteressurser vinterstid .
 - Produsere et detaljert kart som viser hvordan elgens vinterbeiteressurser er fordelt på Øvre Romerike.
 - Utvikle en prediksjonsmodell for elgens arealbruk vinterstid ut fra systematiske tellinger av elgmøkk.
 - Produsere et detaljert kart som viser hvordan elgen i dag (2013) bruker arealene på Øvre Romerike vinterstid.



Figur 2.1. Studieområdet med avmerking av sommerområder og mer typiske helårsområder. Over-/underganger er markert etter størrelse og om de er kombinert med veg (gule). Kakediagrammet viser hvordan beiteressursene vinterstid er fordelt vest og øst for E6 innenfor det areal som er merket som helårsområde.

2 Studieområdet

Studieområdet for denne undersøkelsen har omfattet det areal som blir brukt av elg som vinterstid oppholder seg på Romerikssletta. Det har en utstrekning på 2200 km² avgrenset av Mjøsa og Glomma/Vorma i øst og Rv4 mellom Nittedal og Hadeland i vest. I nord grenser studieområdet mot Østre Toten og det strekker seg sør til Lillestrøm (figur 2.1). Den sentrale delen av studieområdet omfatter områdene på Øvre Romerike mellom Hurdalsjøen/Eidsvoll tunnelen i nord, til Kløfta i sør. I tillegg til data fra dette området foreligger data fra viltkamera plassert i tre underganger på E6 gjennom Stange i Hedmark. For Stangeområdet har vi ikke data om beiteforholdene eller tetthet av elg. Data herfra har derfor kun inngått i helårsanalysen i kapittel 4.1.3.

Naturforholdene i studieområdet på Øvre Romerike varierer mye mellom de høyereliggende skogkledde åsene i vest og nord (Romeriksåsene og Totenåsen) og den lavereliggende Romerikssletta. Åsområdene, som ligger mellom 300 til 700 moh, er dominert av granskog. Her er snømengdene normalt betydelig større enn nede på Romerikssletta (eKlima.no). Figur 2.2 viser hvordan snøforholdene kan variere i midten av februar.

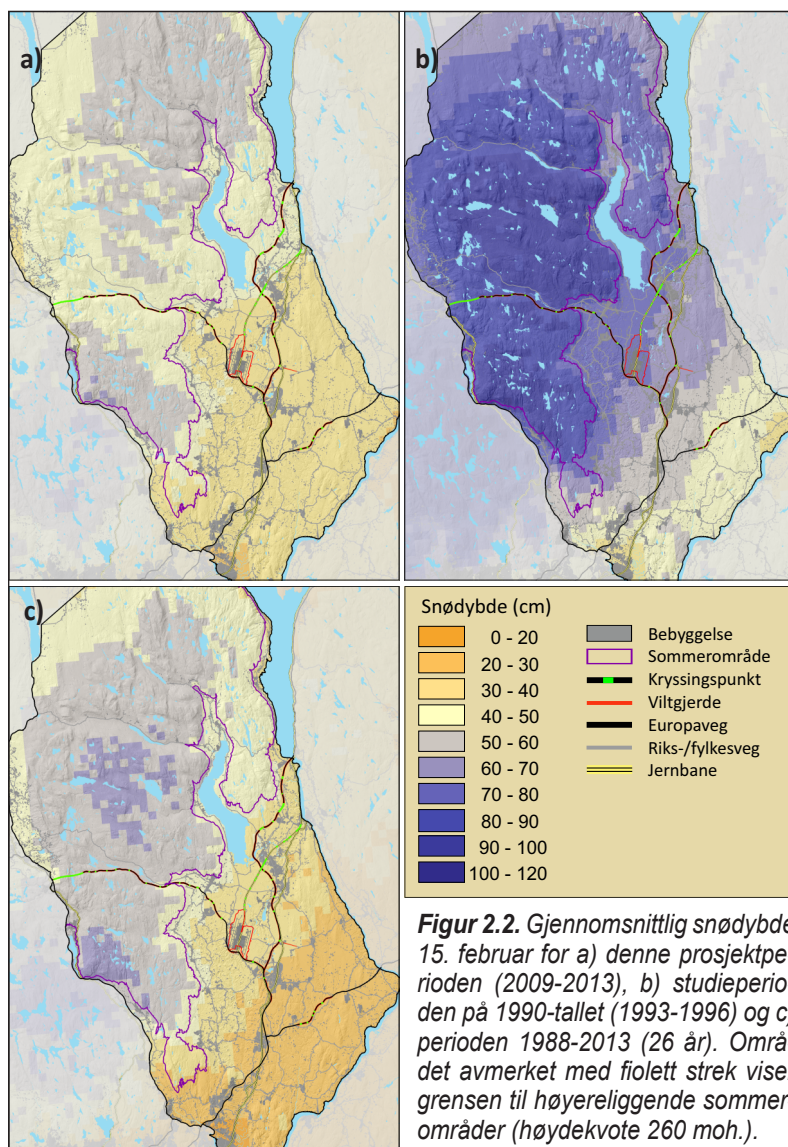
Det er lite utbygging i disse skogområdene, så endringene er mest preget av bestandsskogbruket. Det fører til geografiske forflytninger i elgens beitetilbud og en viss endring over tid, men ikke til permanent reduksjon av tilgjengelige beiteområder.

På den 800 km² store Romerikssletta er forholdene annerledes. Sletta ble dannet fra sedimenter avlagt på sjø- og havbunn under istidene, og er i dag et landskap dominert av mektige havavsetninger. Store deler av sletta er lett dyrket og godt egnet for bosetting. Dette har gitt grunnlag for en endring av Romerikssletta til et landskap formet av aktivt landbruk og tettbebygde områder, og stykket opp av raviner og små og store areal med skogsmark der jordsmonnet er mer marginalt.

Romeriksslettas skogområder er regionalt viktige vinterbeiteområder for elg, og tellinger

på 1990-tallet viste at 500 til 700 elg trekte fra de høyereliggende sommerområdene i vest og nordvest til vinterbeiteområdene på sletta (Kastdalen 1996). På Romerikssletta ligger over halvparten av vinterbeiteressursene (53%) øst for E6, og tidligere radiomerking av elg viset at mange dyr krysset E6 for å komme til de østre områdene.

Den høyeste tetthet av elg vinterstid har vært lokalisert til områdene rundt hovedflyplassen. Samtidig er dette de områder på Romerikssletta som har hatt den største nedbyggingen av skogsarealene.



Oppstykkingen av Romeriksslettas naturområder skjøt fart høsten 1993 når anleggsarbeidet startet for å bygge ny hovedflyplass på Gardermoen. Lokaliseringen av hovedflyplassen til Øvre Romerike førte til opprusting av eksisterende trafikkårer slik at de kunne ta imot større trafikk og til bygging av flere nye.

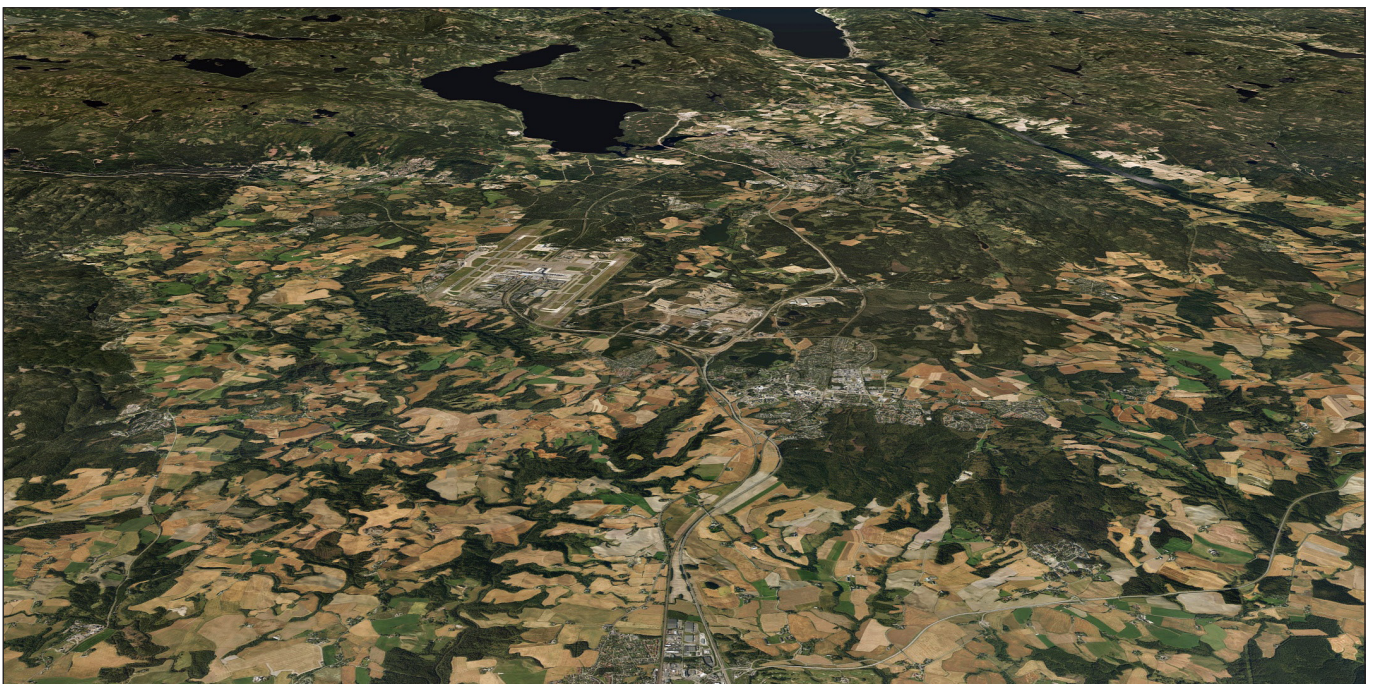
I dag har Romerikssletta et tett nettverk av trafikkårer og et stort utbyggingspress. Samtidig utgjør Romerikssletta fortsatt vinterbeiteområde for et stort antall elg. Denne kombinasjonen gjør at områdene på Øvre Romerike er spesielt egnet til både å undersøke virkningene for elg av et tett nettverk med trafikkårer og hvordan lokalisering og utforming av faunapassasjer påvirker elgens bruk av dem.

De to store trafikkårene – E6 og Gardermobanen – deler Romerikssletta i en vestre og østre del, mens E16 som går mer på tvers, deler sletta i en nordre og søndre del. Disse trafikkårene har vanskeliggjort forflytninger mellom beiteområder, og redusert trekkelgens muligheter til å utnytte beitene i den østre delen av Romerikssletta, hvor mer enn halvparten (53%) av slettas vinterbeiteressurser ligger (figur 2.1).

For å hindre viltpåkjørsler er det montert sammenhengende viltgjerder langs Gardermobanen og de større vegene der disse går gjennom skogareal, og for å redusere de negative virkningene av trafikkårene på dyrelivet er faunapassasjer bygget for at viltet skal kunne passere (figur 2.1).

Lite er kjent om hvordan slike store landskapsendringer påvirker vilt, og hvordan samspillet mellom ulike faktorer påvirker dyrs bruk av faunapassasjene. Kunnskapen fra undersøkelsene av elg på Øvre Romerike gir nyttig informasjon til bruk i nye samferdselsprosjekt og til arealplanlegging med tanke på å redusere konfliktene som oppstår ved at folk og elg benytter de samme areal. Fra prosjektet foreligger også et digitalt kartmateriale over Øvre Romerike som kan anvendes aktivt i arealplanleggingen.

Nordre del av Romerikssletta med høyereliggende åspartier i vest og nordvest. Foto: norgebilder.no



3 Materiale og metode

3.1 Passering av trafikkarer

Barrierevirkningen fra inngjerdede veg- og jernbanestrekninger kan betraktes som et produkt av hvor mange faunapassasjer som er bygget per lengdeenhet og funksjonaliteten til disse (Seiler m. fl. 2015). Faunapassasjenes funksjonalitet er dermed avgjørende for å hindre at inngjerdede trafikkarer blir barrierer for dyrelivet. Vi må anta at funksjonaliteten blir påvirket av en rekke faktorer. Det kan være egenskaper ved selve passasjen som utforming og dimensjoner, forstyrrelser fra folk, skjul ved at passasjen er tredekt og mattilgangen i passasjens nærområde. Det kan også tenkes at dersom det er mange elg i passasjens nærområde og at noen av disse bruker passasjen aktivt vil det få en «opplærende» effekt på andre.

Vinterstid oppsøker hjorteviltet områder med god tilgang på beite. Det er også vist at utplassering av ekstra mat om vinteren i form av siloballer tiltrekker elg (Milner m. fl. 2012). Vi må derfor anta at ekstra utføring med siloballer ved faunapassasjer øker elgens bruk av dem. Vi vet også at snøforholdene påvirker hvor rådyr, hjort og elg velger vinterområde og tidspunktet de trekker til disse områdene. Når det blir bygget nye trafikkarer med sammenhengende viltgjerd der kryssinger er kun mulig i enkelte punkt, er det også rimelig å tro at det tar en viss tid, trolig flere år, før viltet har tilpasset seg den nye situasjonen.

Videre kan det tenkes at flere av disse faktorene har synergimessige virkning på elgens bruk ved at de forsterker hverandre. Slike forsterkende virkninger vil i analysene fremkomme ved interaksjoner og ikke bare at en faktor kommer i tillegg til en annen.

På Øvre Romerike har vi muligheten til å undersøke effekten av de nevnte faktorene. For å undersøke om det er synergimessige virkning mellom faktorene må de inngå i samme analysemodell. Med flere faktorer inkludert i en modell øker også kravet til materialstørrelsen. Derfor er datamaterialet økt ved å inkludere tidligere innsamlet materiale i analysene.

Ved å måle tettheten av elg ved de ulike

passasjene har det blitt mulig å undersøke hvilken innvirkning antall elg i passasjenes nærområde har på elgens bruk av passasjene, og om inkluderingen av tettheten i regresjonsmodeller får innvirkning på effekten av andre faktorer.

3.1.1 Viltkamera i faunapassasjer

Fra mars 2012 til juni 2013 ble 20 faunapassasjer overvåket med viltkamera, hvorav 17 av disse var lokalisert til Øvre Romerike. I 15 av faunapassasjene ble flere viltkamera satt opp for på dekke hele passasjen. Enkelte av kameraene var i perioder ute av drift, så for de periodene er korreksjonsfaktorer beregnet.

Når flere kamera har vært satt opp i en faunapassasje er det stor forskjell mellom dem i hvor mange passeringer de registrerer av både elg og folk, og forskjell er ikke lik for de to gruppene. For at observasjonene skal bli riktigst mulig har vi for hvert kamera beregnet en korreksjonsfaktor for elg og en for folk/kjøretøy. Vi har antatt at sannsynligheten for at et kamera skal fange opp en passering er avhengig av kameraets plassering, og at det ikke påvirkes av andre faktorer. Ut fra dette er korreksjonsfaktorer for hvert kamera beregnet uavhengig av tidsperiode.

Faktorene er beregnet ved å bare se på periodene der alle kamera ved en passasje fungerte, og for hvert kamera er kun de tilfeller der passeringer ikke er fanget opp av andre kamera tatt med i beregningen. Vi har valgt å bruke antall observasjoner og ikke antall individer siden både folk og elg kunne komme i større grupper. Dette gav faktorer som korrigerer for manglende observasjoner når et spesifikt kamera ikke fungerte ved multiplikasjon av observasjonene gjort av de andre kameraene. Noen av kameraene i en passasje observerte svært få passeringer. Hvis et kamera som fanget opp de fleste passeringer falt ut, vil korreksjoner basert på et kamera som var plassert slik at det vanligvis registrerer få passeringer bli svært usikkert. Vi har derfor satt en grense



for når vi mener det er akseptabelt å bruke korreksjonsfaktorer. Hvis en korreksjonsfaktor blir større enn 3 har vi, istedenfor å multiplisere opp registreringene fra de andre kameraene, tatt hele perioden ut av datamaterialet.

Videre, for visuelle sammenlikninger mellom passasjene, har vi standardisert antall kryssinger til det samme antall dager for alle passasjene, siden antallet overvåkingsdager varierte mellom kryssingspunktene. I analysemodellene blir dette isteden korrigerert ved at antall registreringsdager inngår som en variabel. Analysene ble basert på totalt antall gjennomførte kryssinger av elg, mens situasjoner der en elg gikk inn og umiddelbart kom ut igjen på samme side er utelatt.

I analyser av passasjenes funksjonalitet ligger det en begrensning i at viltkamera kun ble satt opp på kryssingspunkt antatt egnet for elg, og dermed mangler observasjoner fra lite egnede passasjer. Det gjør at vi fra kamera-dataene ikke kan verifisere bruken av passasjer som vi oppfatter mindre egnet, et kritisk punkt for å forstå årsakene. Inkluderingen av tidligere sporregistreringer, som omfattet alle passasjer på de kontrollerte traséer, gir data fra et større spekter av passasjetyper.

3.1.2 Sporregistrering langs trafikkårer og i faunapassasjer

I 1988 startet viltnebdene på Øvre Romerike med systematiske registreringer av elgspor som om vinteren krysser et utvalg av veger. Registreringene ble gjort ukentlig eller oftere dersom det kom mye snø, og pågikk så lenge det var sporsnø og i noe tid etterpå mens marken ennå var bløt. Disse registreringene ble utvidet i perioden 1993-1996 med flere veger og de planlagte alternativene for trasé til Gardermobanen og dagens E16 vestover fra Gardermoen (Kastdalen 1996). Jernbaneverket fulgte opp registreringene som ble gjort langs Gardermobanen før utbygging, med systematisk registreringer av spor i de 6 faunapassasjene som ble bygget mellom flyplassen og tunnelinnslaget ved Råholt i fem vintre etter åpningen (1999-2003) og deretter mer sporadisk frem til 2008. Statens vegvesen fulgte også opp med registreringer langs E16 vestover mot Hadeland i en 3-års periode før

utbygging (1996-1998), 2 år under bygging (2002-2003) og 3 år etter åpning (2004-2006). Disse registreringene startet de fleste år i november og varte til mai.

Sporregistreringen på E16 vestover fra Gardermoen til tunnelinnslaget i Lunner kommune (figur 2.1) er nærmere beskrevet i årlige underveisrapporter fra Statens Vegvesen (Statens vegvesen 1997, 1998, 2002, 2003, 2004, 2005), mens registreringene i faunapassasjene på Gardermobanen er beskrevet og analysert i Kastdalen og Gundersen (2004). Sporregistreringene omfatter et datamateriale som inkluderer 27 passasjer, hvorav 11 var passasjer som ikke ble overvåket med viltkamera.

Siden sporregistreringene på E16 og Gardermobanen ble startet opp flere år før byggestart, er det mulig å sammenlikne antall elg som passerte trafikkåren før og etter bygging. E6 var derimot bygget når sporregistreringene begynte i 1988, men i fra 1995 til 2011 ble den gradvis oppgradert fra 2 til 4-felts veg og fullstendig inngjerdet. For E6 har vi derfor sammenliknet passeringer av elg før og etter utvidelsene.

I tillegg til å undersøke endringer i antall kryssinger har vi for E16 og Gardermobanen også sett på om den dominerende trekkretning ble endret i årene før bygging, rett etter bygging og lenge etter. For E6 er trekkmønsteret i 2013 sammenliknet med mønsteret før utvidelse til 4-felts veg i 2009-2011 og for den søndre delen også etter at viltsluser ble satt opp i 1999.

Nå ble ikke alle passasjer på E16 eller Gardermobanen overvåket med viltkamera i 2013. På E16 over Romeriksåsen ble de tre østlige passasjene kontrollert, og over sletta de tre passasjene som lå i tilknytning til skog. På Gardermobanen ble ikke de to sydligste kontrollert eller de to smale passasjene i nord, samt tunnelstaket inn til E6. På E6 derimot, ble viltkamera satt opp i de passasjer en forventet at elgen brukte, med unntak av vegbroen over Risa ved Dal. Siden ikke alle passasjer ble overvåket har vi i sammenlikningen av trekkmønsteret kun sett på de strekninger som blir fanget opp av passasjene med viltkamera i 2013 (se figur 4.15). Selv om ikke alle passasjer på en strekning inngår i sammenlikningen, så inngår de passasjer som er mest brukt, og

dermed må vi kunne anta at målingene har fanget opp elgens trekk mønster på tvers av de ulike strekninger.

3.1.3 Analyser over elgens bruk av faunapassasjer

3.1.3.1 Påvirkningsfaktorer

I analysene har vi sett på effekten av faktorer vi tror kan påvirke hvordan elgen bruker faunapassasjene. De påvirkningsfaktorene vi har undersøkt kan inndeles i tidsrelaterte faktorer, egenskaper ved passasjene og forhold i passasjens nærområde. Nå kan tidsrelaterte faktorer delvis også betraktes som egenskaper ved passasjene, dersom slike faktorer beregnes over et lengre tidsrom. Egenskaper ved passasjene er geografisk lokalisert til selve passasjen og er dermed unike for hver enkelt passasje, mens forhold i passasjenes nærområde kan for nærliggende passasjer være relativt like.

3.1.3.2 Tidsrelaterte faktorer

Snøforholdene, utføring og forstyrrelser fra menneskelig bruk av faunapassasjene kan betraktes som tidsrelaterte faktorer, og det samme vil effekten av alder etter bygging. Vi vet at snøforholdene i høyereliggende områder påvirker antallet elg som trekker til lavereliggende vinterområder, og for Øvre Romerike har dette vært et tydelig mønster (Kastdalen 1999).

Derfor har vi sett på hvordan snøforholdene, både i de høyereliggende skogområdene på Øvre Romerike og ved passasjene påvirket elgens bruk. Vi vet ikke hvilke snøparametere som kan ha mest betydning for elgens bruk av faunapassasjene. Derfor har vi undersøkt både snødybde og tidsrommet det tok før snødybden nådde visse høyder. Snømålingene i Romeriksåsen er hentet fra tre høydesoner; dalbunn ved 200 moh, åssiden ved 300 moh og de høyereliggende områdene ved 600 moh.

Når større trafikkåre blir bygget i viltrike områder blir det som oftest satt opp viltgjerd i kombinasjon med faunapassasjer. Trolig tar det flere år før elgen har tilpasset seg den nye situasjonen, men hvor lang tid det tar er ikke kjent. Ulike tiltak er iverksatt med tanke på å redusere denne tilvenningstiden, men vi vet lite om effekten av dem. Et sentralt spørsmål er også hvor lenge eventuelle tiltak bør pågå. Dette spørsmålet henger sammen med hvor lang tid det tar før elgen generelt er tilvendt bruken av nye faunapassasjer. Det gjelder både ved bygging av nye trafikkåre og ved utvidelser av eksisterende, der det samtidig settes opp viltgjerd og bygges faunapassasjer.

Forstyrrelsen fra folks bruk av faunapassasjene kan variere mye i tid, og vi vet ikke om elgen blir påvirket sterkest av den daglige variasjonen i menneskelig aktivitet ved passasjen eller av effekten av folks tilstedeværelse i et lengre tidsperspektiv. Vi har derfor undersøkt effekten av menneskelig forstyrrelse ved å se



Montering av viltkamera i faunapassasjer er en effektiv metode for å overvåke bruken.



på sambruk i tid og ved mer å betrakte menneskelig forstyrrelse som en sesongmessig egenskap ved hver passasje.

Overvåkingen med viltkamera har gitt informasjon om hvor mye passasjene er brukt av folk, fordelt på motorisert kjøretøy, sykkel, riding/ hundekjøring og personer til fots eller på ski. I analysene er forstyrrelseseffekten av disse slått sammen til kategorien «menneskelig bruk» og uttrykt ved å beregne antall passeringer per døgn (PDT) for den aktuelle periode. Persondøgntrafikk viser dermed gjennomsnittlig bruksintensitet av folk og kjøretøy i de ulike passasjene, mens Statens vegvesens målinger av årlig døgntrafikk (ÅDT) representerer kun kjøretøy.

3.1.3.3 Egenskaper ved faunapassasjene

Menneskelig forstyrrelse

I det utvidede datasett med spor- og kameraobservasjoner er det ikke mulig å analysere folks bruk av passasjene på samme måte som for observasjoner av elg, da slike data kun forekommer for kameraovervåkede passasjer i perioden mars 2012 til juni 2013. I disse analysene er derfor menneskelig forstyrrelse betraktet som en egenskap ved passasjene på samme måte som dimensjonsmål og forhold i nærmiljøet. Menneskelig bruk av ikke-kameraovervåkede passasjer er beregnet ut fra passeringer av folk eller kjøretøy i nærliggende passasjer, passasjens beliggenhet og kjennskapen til ferdsele i området.

I datasettet er det en skjev fordeling av passasjer med tanke på forstyrrelser fra menneskelig bruk. De fleste passasjene var lite brukt av folk (67%), og bare 11% av passasjene hadde moderat menneskelig bruk med en persondøgntrafikk (PDT) i intervallet 2-10. I to av passasjene går det en større veg der trafikk tettheten er målt av Statens vegvesen. Målingene av årlig døgntrafikk (ÅDT) er i en helt annen skala enn passeringer av folk og kjøretøy i de øvrige faunapassasjene.

På grunn av skjevheten i datafordelingen og fordi vi har måtte estimere menneskelig forstyrrelse ved noen av passasjene har vi undersøkt bruken av PDT-tallene både direkte og ved en gruppering av menneskelig ferdsele

til de fire forstyrrelseskategoriene: PDT ≤ 1 , PDT 1-10, PDT 10-40 og til trafikkerte veger med ÅDT mellom 200 og 500.

Form og størrelse på passasjene

Begrepet faunapassasje dekker alle typer over- og underganger, samt krysningspunkt i plan (viltsluser) som gir viltet en sikker mulighet til å krysse over veg eller bane. Retningslinjer for plassering, dimensjonering, drift og vedlikehold av faunapassasjer, samt oppsett av viltgjerder, er gitt i Statens vegvesens håndbok 134 om Veger og dyreliv (luell 2005). Når det gjelder elg bygger de gitte anbefalinger på generelle betraktninger, og i mindre grad på dokumentert kunnskap.

Vi har undersøkt effekten av de dimensjonsmål som er presentert i vegvesenets håndbok. Ytterligere informasjon om dimensjonsmålene og oppmålingen av dem er nærmere beskrevet i delrapport 1. For faunapassasjenes bredde fordeler verdiene seg fra 4 til 100 meter, deretter er det en vegbro som er 240 meter lang. Som vegbro er ikke dette ekstremt, men i datasettet blir den en ekstremverdi. For denne passasjen er bredden redusert til 100 meter, dvs. det samme som den nest bredeste. Vi har liten tro på at en bredde utover 100 meter øker elgens bruk, og effekten av å redusere breddeverdien gav kun en svak økning av variabelens p-verdi i alle modeller.

Tredeknning

Det anbefales en viss grad av treplanting i tilknytning til over- og underganger for hjortevilt. Vi har benyttet opptak fra flybåren LiDAR til å beregne vegetasjonens høyde innen 1 meters ruter og deretter kombinert dette datalaget med RapidEye-opptaket i en objekt-orientert klassifisering av vegetasjonen i tre høydesjikt. Fra denne klassifikasjonen har vi beregnet hvor mye skjul det er ved passasjene. Beregningen av tredekning ved passasjene er gjort for arealet utenfor viltgjerdene i en avstand av 50 meter fra veg- eller jernbanens senterlinje. For 4-felts veg er avstanden målt fra senterlinjen til hver av de to vegretningene.

Spesifisering av undersøkte påvirkningsfaktorer

Tidsrelaterte faktorer

1. Forstyrrelse ved at passasjene også brukes av folk

- Antall personer eller kjøretøy som har passert i passasjene. Her er det aktuelt å undersøke hvilken effekt det var at også folk brukte faunapassasjene, og om effekten er tydeligst når forstyrrelse (PDT-verdien) måles innen et kort tidsrom eller som en samlet effekt for et lengre tidsrom. Dersom effekten er tydeligst når dataene blir akkumulert for en hel sesong kan det tyde på at menneskelig forstyrrelse er mer å betrakte som en egenskap ved passasjene, enn en effekt av den direkte forstyrrelsen.

2. Effekter av snøforholdene

Fra daglige beregninger av snøforholdene innen 1 km rutenett (seNorge.no) er det innhentet data på:

- Ved passasjene: snødybden, nysnøtilveksten og antall dager med snødybde over 60 cm
- I de tre høydesonene 600 meter (de høyere liggende områdene av Romerikssåsen), 300 meter (lilside mot Romerikssletta) og 200 meter (vestre kant av Romerikssletta)
 - antall dager frem til snødybden når henholdsvis 40, 50 eller 60 cm i en vintersesong
 - antall dager i en vintersesong med snødybde over henholdsvis 40, 50 eller 60 cm
 - maksimal snødybde i hver måned.

3. Tiltak for å øke elgens bruk av faunapassasjene

- Utplassering av ekstra fôr målt som antall utlagte siloballer

4. Tilvenningstid til nye faunapassasjer

- Antall år etter ferdigstillelse

5. Sesongmessige effekter

- Månedsnummer

Egenskaper ved passasjene

6. Størrelsesmål, utforming og trafikkåre (veg/jernbane)

- Over- kontra undergang uttrykt med en binær variabel
- Dimensjoner som bredde, forholdet bredde/lengde og for underganger åpenhet
- Lokalisert til veg eller jernbane (binær variabel)

7. Vegetasjon ved passasjene og i umiddelbar nærhet

- Prosent av arealet innenfor 50 meter fra nærmeste vegbane som har trær over 2 meter

Forhold i passasjenes nærområde

8. Egenskaper i passasjenes nærområde (inntil 1,5 km fra passasjene)

- Prosent skogkledd areal innenfor 500, 1000 og 1500 meter fra passasjene
- Mattilbudet vinterstid målt i de tre avstandsonene enten som et samlet tilbud for begge sider eller kun for den side der mattilbudet er minst (for datagrunnlaget se kapittel 3.3 og 4.3 og vedlegg 1).

9. Tettheten av elg i passasjenes nærområde

- Antall elg beregnet å oppholde seg vinterstid innenfor de tre avstandsonene målt ved tellinger av møkk i mai 2013. Tre ulike beregningsmetoder er undersøkt.



3.1.3.4 Nærområdet

Miljøfaktorer, som beskriver området rundt passasjene, er hentet fra ulike geografiske databaser og fra data vi selv har generert fra opptak med flybåren laserscanning (LiDAR) og fra de optiske satellittene RapidEye og Landsat. Med ønske om å lage et heldekkende kart over tilgjengelige beiteressurser for elg vinterstid, utviklet vi en modell der biomassen av den kvist som er tilgjengelig for elg (0,5-3,5 meter over bakken) blir beregnet fra de nevnte sensorer.

Siden det er bruken av dette kartproduktet som er mest relevant for prosjektets mål har vi i resultatdelen kun presentert et sammendrag fra modellutviklingen, og mer utførlig beskrevet modellutviklingen i vedlegget. Informasjon om data og metode er beskrevet i dette kapitlet.

Ved uttrekk fra biomassekartet (figur 4.29) har vi beregnet elgens mattilbud innen ulike areal. I analysene ble data om nærområdet undersøkt på flere romlige skalaer innen sirkulære buffere med radius 500, 1000 og 1500 meter fra passasjene. I analysen har vi undersøkt effekten av å se på beitemengdene samlet for begge sider og kun for siden med minst mat. Det siste ut fra resonnetet at det er matmengden på siden med minst beiteressurser som virker begrensende på hvor mye elgen vandrer frem og tilbake, og ikke maks- eller snittverdi av de to sidene.

3.1.3.6 Begrensninger i datamaterialet

Det er et omfattende datamateriale som er tilgjengelig for å undersøke hvordan de nevnte faktorer kan påvirke elgens bruk av faunapassasjer. Likevel, materialet er begrenset til 30 faunapassasjer, når de tre passasjene på E6 i Stange er inkludert. Dessuten, for flere av passasjene mangler det data for enkelte av de faktorer vi antar påvirker elgens bruk av faunapassasjene. Dette fordi data er innsamlet med forskjellig tidsenhet, innen ulike perioder over et tidsrom som varierer fra 1999 til 2013 og for noen (Stange) mangler data om beitetilgangen i nærområdet.

For eksempel er informasjon om tredekning ved passasjene og den daglige aktivitet av folk eller kjøretøy i passasjene kun tilgjengelig for perioden 2012-2013, mens data over utføring ved passasjene og tilgangen på beite og tettheten av elg i passasjenes nærområde

finnes kun for vinterhalvåret. Utplassering av ekstra fôr var en aktivitet som bare ble utført i den første overvåkingsperioden (1999-2006), mens tettheten av elg ved passasjene er kun målt for vinter-sesongen 2012/2013.

Tilgang på data om antallet elg som har oppholdt seg i passasjenes nærområde gir muligheten til å kontrollere i hvilken grad antall passeringer av elg øker med antall elg i passasjenes nærområde. En analyse der antall elg i passasjenes nærområde er inkludert vil ha fokus på faktorer som påvirker faunapassasjenes egnethet, mens analyser uten tetthetsinformasjonen vil se mer på hvordan ulike faktorer påvirker antall passeringer av elg.

I en utvidet analyse har vi muligheten til å kombinere data fra viltkameraene med data fra tidligere sporregistreringer. Det gir et langt større datamateriale, men begrenser også tidsperioden til vintermånedene og vi har ikke data for tettheten av elg ved passasjene for hele registreringsperioden. Begrensningene, som kommer av at disse data ikke er samlet inn som en del av en samlet oppfølging av utbyggingsprosjektene på Øvre Romerike, men gjennom flere uavhengige prosjekt, kompliserer analysene.

3.1.3.7 Analysetilnærming

I analysene har vi startet med data innhentet ved bruk av viltkamera montert i 20 passasjer i perioden fra mars 2012 til juni 2013. Det er begrenset hvor mye informasjon dette materialet kan gi alene, men data fra viltkameraene er det eneste vi har som viser hvordan elg og folk har brukt faunapassasjene året rundt og det med daglige observasjoner.

Siden seNorge.no har daglige data om snøforholdene ved passasjene kan vi innenfor korte tidsrom sammenlikne elgens bruk av faunapassasjene med endringer både i snøforholdene og den menneskelige aktiviteten. Vi startet derfor analysene med å undersøke effekten av folks bruk av passasjene på elgens bruk uten å inkludere i modellene andre påvirkningsfaktorer enn snøforholdene. I analysene har vi sett på dette med ulike tidsvindu ved å aggregere de daglige observasjonene til uke, måned og sesong.

Med kameradataene kan vi også undersøke noen av påvirkningsfaktorene listet på

side 21 for å se om effekten er den samme hele året eller om den varierer mellom sesongene. I tillegg til menneskelig forstyrrelse og snøforhold ved passasjene gjelder dette faktorer som tredekning ved passasjene, arealandelen skog i nærområdet og størrelsesmål på passasjene.

Nå kan disse faktorer også undersøkes for vinterperioden med et større datamateriale når sporregistreringene blir inkludert. Derfor har vi med kameradataene fokusert på om effekten av de nevnte faktorer varierer mellom sesongene, og i figur form kun presentert resultater som avviker fra resultatene i den mer utvidede analysen.

Ved å kombinere observasjonene fra viltkameraene med sporregistreringene har vi data tilbake til faunapassasjenes åpningsår, og dermed muligheten til å undersøke hvor raskt elgen tilpasser seg en ny situasjon med inngjerdede trafikkåre avløst av enkelte passeringspunkter. Det gjør det også mulig å inkludere effekten av den ekstra utføringen, som ble utført på enkelte passasjer i en del år etter åpning, et tiltak som hadde opphørt før sesongen 2012/2013.

Men siden vi i den utvidede analysen ikke kan undersøke hvor stor betydning antall elg i passasjenes nærområde har på bruken av passasjene, og dermed i hvilken grad elgtettheten påvirker effekten av andre påvirkningsfaktorer, er dette kun undersøkt for kameradataene fra vinteren 2013. Tellingene av elgmøkk våren 2013 har gitt data på den relative fordeling av elg i nærområdet til de enkelte passasjene den vinteren.

3.2 Tetthet av elg

Tellingene av elgmøkk gir supplerende informasjon til observasjoner av elgens forflytninger. Slike tellingene er vist å gi en god indikasjon på utvikling i en elgbestand (Rönnegård m. fl. 2008), og egnet til studier av elgens habitatpreferanse (Månsson m. fl. 2011).

Møkketellingene har vært gjennomført på Øvre Romerike i to tidligere perioder. I årene 1994-1996 ble tellingene utført som linjetaksering, med rutetaksering kun i de bratte ravinene (figur 3.1). I 2003 og ved nye tellingene våren 2013 ble tellingene utført ved taksering av mindre ruter (plott) utlagt i et systematisk grid.

Datamaterialet fra 1990-årene er meget

omfattende med over 5 ganger så mange observasjoner av møkk som i 2003 og 2013. For å estimere tetthet kan linjetaksering være meget effektivt. Men telling langs linjer gir ikke samme fleksibilitet som opptelling i avgrensede ruter (plott), når det gjelder å beregne den romlige fordelingen av møkk eller til å estimere sannsynlighet for å finne møkk.

For sammenlikninger av hele 20-års perioden er tetthetene beregnet innen delområdene og aggregert til større enheter. I aggregeringen er det foretatt en post-stratifisering ut fra delområdeinndelingen og deretter vektet estimatet etter takseringsinnsats, det vil si lengde taksert for linjetakseringene og antall ruter i hvert delområde for rutetaksering (se figur 3.1). Siden både linjene og rutene er lagt ut i et systematisk mønster gjenspeiler dette fordelingen av skog innen de ulike delområdene. Ved sammenslåing av delområder der det ble utført linjetakst med områder der det ble gjort rutetakst er estimatet vektet ut fra delområdenes skogareal.

I datamaterialet var variasjonen større enn snittet, noe som viser at dataene ikke følger Poisson fordelingen. Konfidensintervallene er derfor beregnet konservativt (Buckland m.fl. 2001), noe som gir større konfidensintervall enn ved standard normalfordelt beregning.

I 2003 og 2013 ble GPS-mottakere brukt i felt til å lokalisere den nøyaktige posisjonen av prøveflatene. Størrelsen på prøveflatene var i utgangspunktet sirkelflater på 50 m², men de ble økt til henholdsvis 100 m² og 150 m² hvis det ikke ble funnet møkkhauger i den minste eller nest minste sirkelen. Dette ble gjort for å minske antallet observasjoner uten møkkhauger, slik at en med samme feltinnsats kunne øke presisjonen og redusere antall ruter uten observasjoner.

3.2.1 Tetthet i passasjenes nærområde

Fra tellingen av elgmøkk våren 2013 kan tettheten av elg i nærområdet til de ulike faunapassasjene bli beregnet på flere måter. En metode vil være å beregne tettheten direkte fra antall ruter i takseringsplottene som ligger innenfor en gitt avstand fra passasjene. Påliteligheten av et slikt estimat vil være avhengig av hvor mange prøveflater som inngår og



variasjonen mellom dem. Et annet alternativt er å utarbeide et rasterbasert tetthetskart basert på geostatistisk interpolering (kriging) og deretter summere rasterverdiene innen buffersonenes skogareal (flatene hvor det ble registrert møkk var kun utlagt i skog inklusive myr). Da vil et større antall måleflater inngå i beregningen. En tredje mulighet er å utvikle en prediksjonsmodell (arealbruksmodell) som tar utgangspunkt i den habitat tilknytning som kan avledes fra møkktakseringen og de øvrige geografiske data.

Det vil gi et kartprodukt, bygget på en generell modell, der alle måleflater (totalt 1184) inngår i utarbeidelsen. En fordel med dette er at et slikt kart vil få en dekning innen hele det geografiske området som er dekket av de aktuelle miljødata, og dermed inkludere flere passasjer. En ulempe med bruken av en generell modell er at dersom modellen mangler en eller flere variabler som påvirker lokale variasjoner, for eksempel barrierer, vil arealbrukskartet kunne gi feil estimat i enkelte områder. Dessuten er kvistbiomassen inkludert som en variabel i utarbeidelsen av arealbruksmodellen, så dermed vil tettheten til en viss grad være koblet mot mattilbudet. Alle tre metodene er undersøkt.

3.2.2 Tetthet på hver side av trafikkårer

Møkkellingene på 1990-tallet gir et bilde av elgens arealbruk på Romerikssletta før de store utbyggingene knytt til etableringen av Gardermoen som hovedflyplass startet, mens tellingene i 2003 viste situasjonen 5 år etter åpningen av hovedflyplassen. På det tidspunkt var den nye vegen mellom Gardermoen og Hadeland (E16) nesten ferdig (åpnet høsten 2003, figur 2.1). Fra 2007 -2011 har det pågått gradvise utvidelser av E6 nordover fra Hauer-seter til Minnesund, en utbygging som førte til at elgens muligheter til å krysse E6 var stengt i lengre perioder.

I tidligere møkkellingene ble Romerikssletta inndelt i en rekke mindre delområder (Kastdalen 1996, Kastdalen og Gundersen 2004). Denne inndelingen er opprettholdt også i 2013, men utvidet med noen nye områder. De nye registreringsområdene omfattet begge sider av E16 i en 7 km strekning vestover fra

Slettmoen og langs E6 nordover fra Andelva til tunnelinnslaget rett nord for Bogsrud.

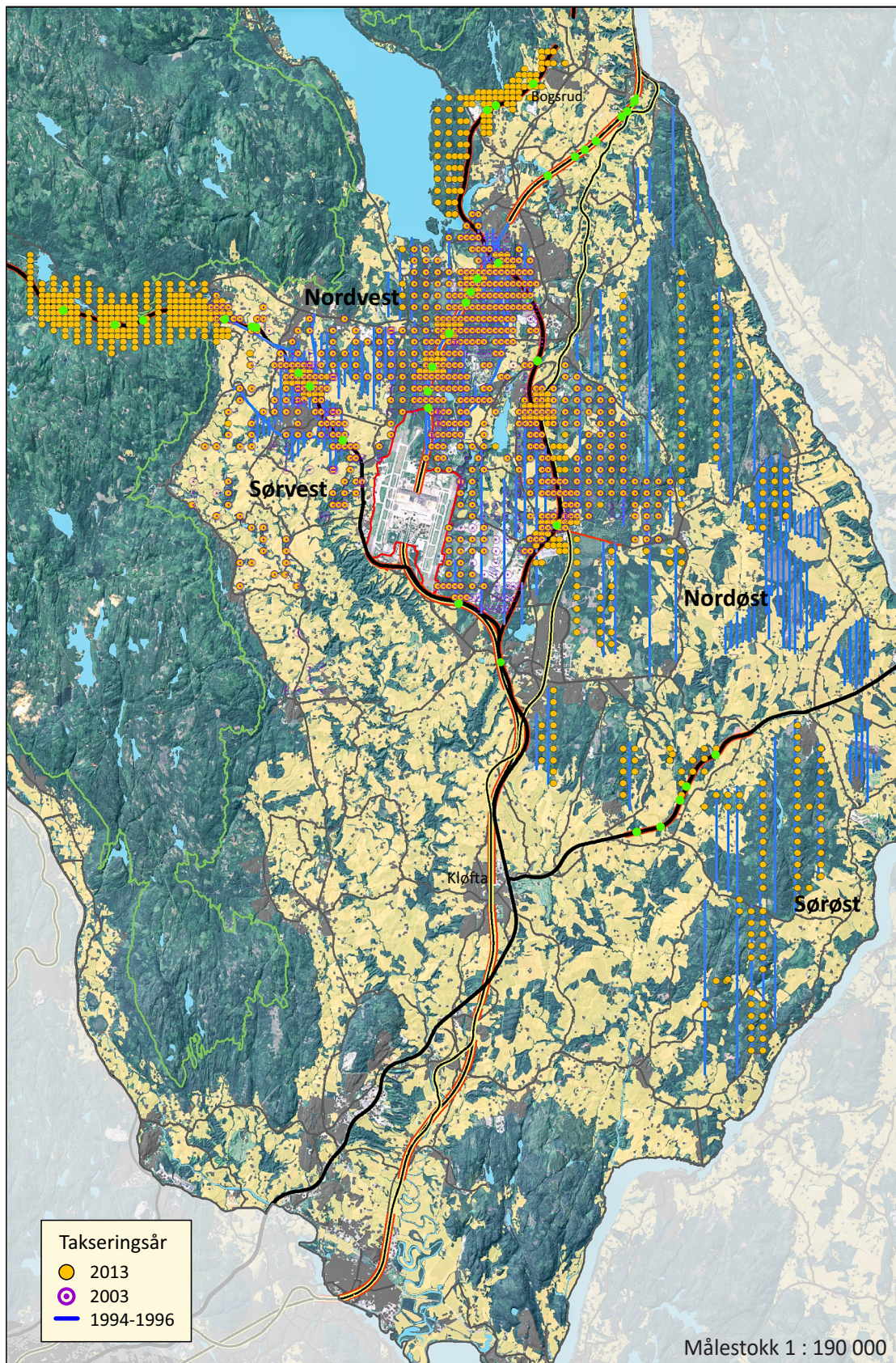
Til undersøkelse av eventuelle barriereeffekter av inngjerdede trafikkårer har vi delt Romerikssletta i fire sektorer med E16 og E6 som skillelinjer (se figur 2.1 og 3.1). Inndelingen er gjort med tanke på å belyse i hvilken grad tettheten av møkk har blitt endret på tvers av disse trafikkårene.

I tillegg til sektorinndeling har vi sett på endringen i tetthet for 2003 og 2013 i nær-området til E16 mot vest, Gardermobanen og E6. I datamaterialet fra 2013 var hele 69% av plottene uten elgmøkk, mens tilsvarende andel i 2003 var 43%. Det var også stor variasjon i plott med møkk, der noen få hadde mange rucker. Dette vil ofte gjenspeile elg som har vært på samme plass over lenger tid. I beregning av sannsynlighet for å finne elgmøkk unngår vi at plott med mange rucker fra et fåtall elg får stor innflytelse på estimatet. For å få et best mulig estimat på endringen har vi beregnet sannsynligheten for å finne elgmøkk på et 150 m² areal og sammenliknet data fra de samme punkt i 2003 og 2013 (figur 4.21).

Høyere tetthet på en side av en trafikkåre kan være forårsaket av barrierevirkning fra trafikkåren, spesielt hvis forskjellen har økt etter byggingen av en veg eller jernbane. Endringer i mengden av elgmøkk målt over flere år i vinterområdene kan gjenspeiling endringer i elgbestanden. Men dersom det til vinterområdene trekker et stort antall elg kan tettheten av møkk bli påvirket både av hvor lenge trekkelgen oppholder seg i vinterområdene og ved at elg på trekk først "fyller opp" de beste vinterbeiteområdene.

På Øvre Romerike ble forvaltningsområdet som før omfattet hele Romerikssletta og åsene mot vest i 2009 delt i to områder med E6 som grense. I det vestre området (Øvre Romerike elgregion - ØRE) har det vært et mål å senke bestanden betydelig for å redusere beitepresset. Samtidig har kalveproduksjonen vært større i områdene på østsiden av E6 (se delrapport 1). SettElg-observasjoner har vist en jamn reduksjon i høstbestanden vest for E6 fra 1999, mens bestanden på østsiden økte fram til ca 2002 for deretter å avta svakt (se delrapport 1).

Dersom utviklingen i høstbestanden er representativ for endringene i vinterbe-



Figur 3.1. Tetthet av elgmøkk på Øvre Romerike er taksert 3 ganger med ca 10 års mellomrom. I den første perioden (1994-1996) ble det benyttet linjetaksering, mens i 2003 og 2013 ble tellingene gjort som rutetakseringer. I 2013 ble de fleste av rutene som var taksert i 2003 taksert på nytt, og takseringsarealet utvidet. I analyser av møkktakseringene er benyttet en inndeling i de fire sektorer som dannes ved E6 og E16 som skillelinjer. Bakgrunn: RapidEye satellittbilde fra 2013.



standen på Romerikssletta, kan sett SettElg-observasjonene benyttes til å korrigere for bestandsendringene. Vi har derfor sammenliknet endringen som er målt i møkktellingene med bestandsendringene som er registrert fra jegerobservasjoner om høsten. I modeller der endringer i elgbestand kan være en årsak til et endret mønster over tid har vi inkludert data over høstbestand i analysene.

For å tallmessig kunne sammenlikne SettElg-observasjoner og møkktakseringer er tettheten av elg per skogareal beregnet for begge estimater. Høstbestanden er omgjort til tetthet i skog ved divisjon av skogarealet innenfor vinterområdet de aktuelle år (se figur 2.1). Endringene i skogareal er fanget opp ved hjelp av en tidsserie med satellittdata.

Øst for E6 samsvarer dette med omtrent samme areal som SettElg-estimatene er basert på, men på vestsiden utgjør vinterområdet kun en andel av totalområdet. Det medfører at elgtettheten i vinterområdet vest for E6 blir estimert for høyt, siden mange dyr som sommerstid er innenfor ØRE benytter vinterområder andre steder. Den prosentvise endring er likevel den samme uavhengig om en ser på totalbestand eller tetthet estimert innenfor et begrenset område.

Tettheten av elgmøkk er omgjort til tetthet av elg i skog ved å korrigere for hvor mange raker elgen produserer hvert døgn og lengden på tidsperioden møkktellingene omfatter. Vi har ikke målinger på dette fra Øvre Romerike, men fra europeiske undersøkelser har dette tallet variert fra 14 – 27 møkkruker i døgnet ut fra habitat og fødetilbud. I Norge og Finland er det gjort nøyaktig opptelling i sportraséer, og i begge disse undersøkelser var snittet på 23 raker/døgn (Andersen m. fl. 1992, Matala & Uotila 2013), med noen forskjeller for kjønn og alder. Vi har derfor brukt 23 raker/ døgn som et snitt. Vi kan ikke vite nøyaktig hvor lang tid møkkrukene har ligget, men har anslått en periode på 5 måneder (fra desember til takseringen i starten på mai) ut fra at snøen vinteren 2013 kom på Romerikssletta i slutten av november og lå til ca. 20. april og fra trekketidspunktene til de GPS-merkede elgene. Valgene her påvirker nivået på beregningen av elgtetthet fra møkktellinger, men endrer ikke den relative forskjell i tetthet mellom to sider av en trafikkåre.

3.3 Elgens vinterbeite

3.3.1 Elgens beite

Elgens vinterbeite på Øvre Romerike er undersøkt tidligere (Kastdalen 1996). I 2013 ble det gjort nye målinger av hvor mye elgen beitet ulike treslag og hvordan beitepresset fordelte seg på Øvre Romerike. Registreringen av elgens beite ble gjort samtidig med takseringen av møkk på alle punkt som lå i skog. I en sirkel med radius 2 m (12,5 m²) rundt hvert målepunkt ble alle trær i høydesjiktet 0,5-3,5 meter telt opp etter treslag og graden av beiteskader ble notert for hver treslagstype etter en skala fra 1-4 der 4 uttrykker meget sterk beiting (Solbraa 2008).

For også å få detaljerte data over fordelingen av elgens vinterbeite på Øvre Romerike ble det laget et heldekkende beitekart. Nå var det tidligere ikke utviklet noen metodikk for å lage slike kart ved bruk av flere fjernmålte datakilder. Dermed var et større utviklingsarbeid nødvendig får å kunne lage et detaljert kart over fordelingen av elgens vinterbeiteressurser. Metoden som ble utviklet kan inndeles i fem ulike trinn.

3.3.2 Elgens beitetilbud

Trinn 1: Allometriske funksjoner

Til å lage et detaljert kart over elgens vinterbeiteressurser trengs nøyaktige målinger av biomasse innen utvalgte prøveflater. Den mest nøyaktige metoden for beregning av biomasse innen prøveflater er å høste de trærne og buskene som vokser der og deretter veie de delene som er av interesse (Roxburgh m. fl. 2015). Men slike målinger er meget tidkrevende, og dermed ikke praktisk å gjennomføre i stor skala. Første trinn i prosessen er derfor å utvikle matematiske funksjoner som knytter morfologiske dimensjonsmål til biomassen av et tre eller deler av et tre. Når slike allometriske funksjoner er etablert er det en langt mer kosteffektiv metode til å estimere biomasse enn klipping og veiing av kvister (Marshall m.fl. 1990).

Utviklingen av slike allometriske funksjoner er en tidkrevende prosess da det på et utvalg av trær først må gjøres dimensjonsmålinger av ulike variabler, og deretter klippe, tørke og

veie de ønskede komponentene. Et slikt arbeid ble utført på Øvre Romerike i 1994 (Kastdalen 1996), og allometriske funksjoner ble utviklet fra målinger av 75 trær.

Det er i seinere år gjort undersøkelser for å klarlegge hvor mange trær som trengs til å utvikle nøyaktige funksjoner for beregning av biomassen av hele tre (Roxburgh m. fl. 2015). Anbefalt antall trær variere fra 17-166, avhengig av variasjonen i de ulike studier. Nå benytter elgen kun tynne kvister i et visst høydenivå, så allometriske funksjoner for kvistbiomasse vil bli mer komplisert enn biomassen av hele trær. For å styrke de allometriske modellene ble datasettet fra 1994 ble supplert med nye data fra 1996, som ikke tidligere er analysert, og nye allometriske modeller utviklet.

Biomassen av hele trær avledes ofte fra morfologiske mål som stammediameter (1,3 m over bakken) og treets høyde. Til beregning av kvistbiomassen målte vi i tillegg: stammediameter ved bakken, høyden til kronen, kronediameter der kronen var bredest og kronediameteren i rett vinkel på denne.

Mengden av kvist på trær av samme treslag og høyde er avhengig av kronetettheten. Mange faktorer påvirker dette. Vi har derfor undersøkt om inkludering av subjektive bedømmelser vil gi mer nøyaktig biomasseestimat. Til det har vi vurdert: kroneform, plassering (gradert vurdering i 1-5 etter hvor undertrykket treet er), tetthet av kvist i trekronen (gradert vurdering i 1-5 der 5 er tettest) og hvor hardt treet var beitet (gradert vurdering i 1-4, Solbraa 2008).

Faktorer relatert til voksested kan tenkes å forbedre beregningen av kvistbiomasse, men bruk av slik informasjon kan gjøre funksjonene mer stedsrealterte enn ønskelig. Vi har derfor ikke undersøkt i hvilken grad egenskaper som: strata (ås, flatt, ravine), vegetasjonstype, hogstklasse (2,3,4/5), bonitet (lav, middels, høy) og eksposisjon påvirker biomasseestimatet.

Elg beiter ikke på alle treslag, så beitemålingene er konsentrert til de treslag som ble preferert av Romerikselgen i årene 1994 og 1995 (Kastdalen 1996). Disse preferansestudiene er også lagt til grunn for å fastsette tykkelsen på de kvister elgen beiter. Vi har valgt å klippe kvist for hvert treslag ved tykkelsen representert av 90% persentilen for de kvistene som ble beitet. Målinger ble gjennomført på

over 9000 kvist i 52 sportraséer etter elg. Disse data gav også informasjon om hvilke høydeklasser av trær elgen beitet. Til beitemålingene valgte vi ut trær med omtrent samme høydefordeling som beitetrærne. I sportraséene var fordeling av beitede trær på: 43%, 36% og 21% for henholdsvis høydenivå 0-3, 3-6 og over 6 meter, mens fordelingen i prøvematerialet er: 39%, 37%, 23%. I utvelgelsen av tre ble det også lagt vekt på å velge tre med varierende kronetetthet og beitegrad fordelt på raviner, flate morenepartiener og skogkledde åser innen ulike deler av Romerikssletta. Høydesjiktet elgen beiter kvist kan variere med snøforholdene. Av praktiske grunner definerte vi dette til 0,5-3 meter, og kvister ble kun målt innenfor dette høydesjiktet.

En rekke ulike strukturelle modeller er benyttet for å beregne biomasse (Picard m. fl. 2012), men siden vanlige potensfunksjoner har vist seg å gi gode estimat for en rekke treslag (Paul m. fl. 2013) og kan gjøres lineære ved logaritmisk transformasjon har vi valgt å benytte dem. Utvikling av allometriske funksjoner for å beregne kvistbiomasse tilgjengelig for elg er utført av van Beest m. fl (2010) i et studieområde på grensen mellom Telemark, Buskerud og Vestfold. Det er ikke kjent i hvilken grad allometriske funksjoner utviklet i et område kan benyttes til å beregne kvistbiomasse et annet sted.

Oppmåling av kvist i elgens beitehøyde er en arbeidsom oppgave i de frodige skogområdene på Romerikssletta.



Foto: Linn Sævi

Trinn 2: Måling av beiteressurser i utvalgte prøveflater

I undersøkelsene på 1990-tallet ble skogarealet først kartlagt fra satellittdata til 10 bestandsklasser. Deretter ble det gjort dimensjonsmålinger i en rekke bestand som var tilfeldig utvalgt med tanke på å dekke ulike skogtyper og aldersklasser. Fra disse målingene ble gjennomsnittsverdier for de kartlagte bestandsklassene beregnet. Metodikken krevde nøyaktig oppmåling av prøveflatene innen de utvalgte bestand, men presis stedsangivelsen var ikke nødvendig.

For å utnytte data fra flybåren LiDAR og nye høyoppløselige bildedata, må derimot lokaliseringen av måleflatene være meget nøyaktig. Under feltarbeidet i 2013 benyttet vi to høypresisjons GPS-enheter (Trimble GeoXH og Geneq SX Blue II) med differensiell korreksjon. Trimble enheten mottok sanntidskorreksjon via telenettet slik at nøyaktigheten ble bedre enn 50 cm, mens Geneq-enheter benyttet satellittbasert korreksjon. Nøyaktigheten av Geneq-mottakeren ble testet på kartverkets fastpunkt og gav i snitt et avvik på 0,8 meter. Når skogen rundt et målepunkt var tett, fungerte Geneq-

mottakeren best, så den ble benyttet på flest prøveflater (41 stk.).

I 2013 ble det gjort målinger i 56 prøveflater fordelt på ulike skogbestand på Øvre Romerike (figur 3.4), og totalt ble dimensjonsmålinger foretatt på 2098 trær. Hver prøveflate bestod av et kvadrat på 10x10 meter som igjen var delt inn i fire kvadratiske måleruter av 5x5 meter orientert mot geografisk nord og plassert slik at de passet nøyaktig med det grid som både satellittbildene og LiDAR dataene ble tilpasset. GPS-enhetene ble brukt til å lokalisere prøveflatens senterpunkt, og fra det ble rutene oppmålt nøyaktig med måleband. I tillegg til de 4 kvadratene (hovedplott) ble to sirkulære plott på 12,5 m² lagt ut innen samme bestandstype i en avstand av 30 meter fra hovedplottets senterpunkt. Ekstraplottene ble plassert slik at de lå på en rett linje gjennom prøveflatens senterpunkt. På hvert tre innen hvert plott målte vi de samme morfologiske parametre som ble bruk til utviklingen av de allometriske ligningene.

Trinn 3: Tilrettelegging av optiske satellitt-data og LiDAR-data

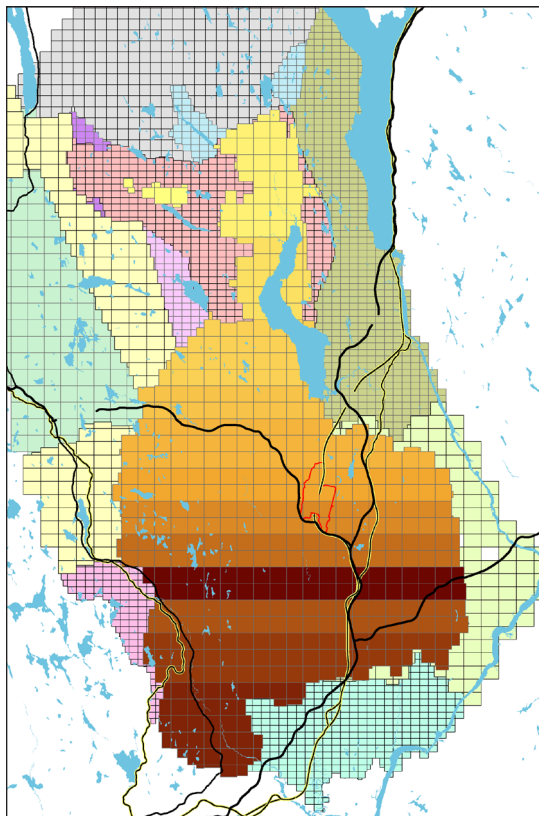
I trinn 3 utvikles modeller som knytter feltmålingene til heldekkene kartdata. Når det skal bli laget kart over beiteressursene for store areal, slik som her hvor studieområdet inkluderer to forvaltningsområder for elg, vil som oftest bestandsdata være av ulik kvalitet og alder.

Det er tidligere gjort forsøkt å beregne biomassen av tilgjengelig kvistbeite med bruk av LiDAR-data (Lone m. fl. 2014). LiDAR-data kan ikke skille treslag i yngre skog. I dette prosjektet har vi derfor undersøkt om det kan utvikles modeller der kvistbiomassen kan avledes direkte fra en kombinasjon av LiDAR- og optiske satellittdata.

Data fra fly- eller satellittbårne sensorer krever tilrettelegging før de kan inngå i analyser. Prosjektet fikk tilgang til LiDAR-data for hele studieområdet, og med økonomisk bidrag fra Norsk Romsenter kunne nye opptak fra RapidEye-satellitten bli bestilt. LiDAR-dataene ble levert i LAS-formatet for 14 ulike prosjekt som samlet dekket hele studieområdet i perioden 2007-2013 (figur 3.2).

Et prosjekt fra 2013 dekket store deler av det sentrale studieområdet. Prosjektene var tatt opp med en tetthet av laserpunkter som

Figur 3.2. Prosjektområder for LiDAR-data. Ruteinndelingen viser hvordan LiDAR-dataene var oppdelt ved levering. Det meste av det sentrale studieområdet er dekket av ett opptak i 2013. Stripeinndelingen viser hvordan det store sentrale området ble delt opp i mindre enheter for å kunne analyser de store datamengdene.



varierte fra 1 - 23 punkt/ m² med 1,5 punkt som medianverdi. Med disse data var det mulig å måle den tredimensjonale strukturen i skogen (figur 3.3).

Fra hvert LiDAR-prosjekt og i rutestørrelser på 1x1 og 5x5 meter beregnet vi en digital høydemodell (DTM) for bakkenivået, en overflatemodell (DSM) og en modell over vegetasjonens høyde (CHM) ved bruk av programvaren FUSION (McGaughey 2015). Vegetasjonens høyde ble beregnet som differansen mellom DSM og DTM. I tillegg til høydeinformasjonen ble tettheten i skogen beregnet i høydesjiktene 0,5-3,5 meter; 3,5-10 meter og over 10 meter basert på prosentandel lasertreff som ble reflektert tilbake fra hvert av disse høydelagene. Innenfor en rutestørrelse på 1 meter klassifiserte vi også vegetasjonshøyden til en av høydesjiktene ovenfor, og deretter aggregerte vi dette til rutestørrelsen på 5 meter ved å telle opp antall 1 m ruter innen hver høydeklasse.

RapidEye opptakene ble gjort 11. juni, 15. juni (2 scener) og 6. juli i 2013 (figur 3.4) med bakkeoppløsning på 5 meter. Scenen fra 15. juni ble valgt til hovedscene, da det var minst skyer og dis i dette opptaket. Hver av scenene ble ortokorrigert basert på bakkepunkt hentet fra flyfoto i omløpsprogrammet (norgebilder.no) og med den nasjonale 10 meters høydemodellen som datagrunnlag. Skyer, slør og skyskygger ble identifisert og maskert i alle scenene, deretter ble scenene normalisert til hovedscenen (Chen m. fl. 2005). Pikslers forurensning av skyer, slør og skyskygger i hovedscenen ble erstattet med pikslers fra de andre scenene prioritert ut fra nærhet i tid til hovedscenen. På denne måten ble det mulig å skape en nesten skyfri RapidEye-komposit for 2013. I tillegg til de 5 spektrale båndene i RapidEye-dataene beregnet vi vegetasjonsindeksen NDVI (rød kanal i forhold til nærinfrarød), og tilsvarende indeks for kanalene «Red Edge» og grønn.

For å lage en inndeling i løvskog, furuskog og granskog ble det først utført en styrt klassifisering for furu basert på treningsdata fra kjente lokaliteter av furutrær. Deretter ble gran skilt fra løvskog ved terskling av NDVI-verdien. For å få data over de endringer som skjer i skogen gjennom vanlig skogsdrift og ved utbygging har vi hatt et samarbeid med Universitetet i Maryland. Vi har fått analysert en tidsserie av

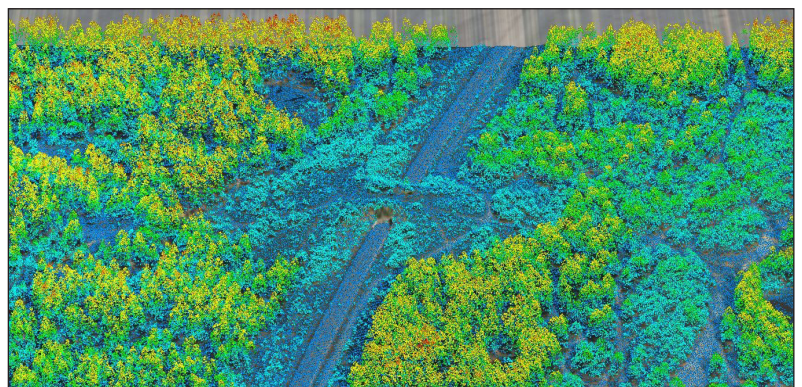
scener fra Landsat5 og Landsat7 tilbake til 1984 etter metodikk utviklet for global skogovervåking (Hansen m. fl. 2013). Dette har gitt årlige data for de areal der skog har blitt fjernet og data i fem tidsperioder over kronedekningen (%) innen ruter på 30 x 30 meter.

Dataene over skogavvirkningen inneholder noe støy fra feilklassifisering av små areal (1-3 pikslers) og fordi ruteoppløsningen på 30 meter medfører at ruter merket som avvirket kan inneholde partier med skog som ikke er hogd og det motsatte; partier i naboruter til merkede ruter som er blitt avvirket.

For fastsettelse av alderen på skog i et område er det ikke så kritisk, men skal vi kunne utnytte nøyaktigheten i LiDAR-dataene slik at vi kan ta hensyn til variasjonen innen enkeltflater bør støyen fra et datasett med 30 meters oppløsning reduseres. Det er gjort ved først å foreta en pikselbasert filtrering og deretter en objekt-orientert analyse i programmet eCognition (Trimble 2016).

I den objekt-orienterte analysen benyttet vi endringsdata fra Landsat, en SPOT-scene fra 1994, RapidEye-scenen fra 2013 og tre høyde fra LiDAR-dataene. Alle data blir i denne prosessen resamlet til oppløsningen av det mest detaljerte datasettet, slik at endringene identifisert med 30 meters Landsat-data ble resamlet til 5 meters oppløsning. Deretter ble den geometriske oppløseligheten forbedret ved en iterativ prosess som først «fanget inn» nye grensepikslers med verdier nær flatesnittet, deretter fjernet andre grensepikslers med verdier som avviker mye fra flatesnittet og til slutt fjernet små areal (under 1,8 mål) som lå inne i en bestand (som en øy). Prosessen fører til at enkelte små områder med hogst blir fjernet, mens større areal blir beholdt og mer korrekt arrondert.

Figur 3.3. *Bruk av flybåren laser (LiDAR) har fått stor anvendelse til kartlegging av den tredimensjonale strukturen i skogen, og er også egnet til kartlegging av elgens vinterbeite. Illustrasjonen viser LiDAR-data fra faunapassasjen over Gardermobanen ved Flatnerfjern.*

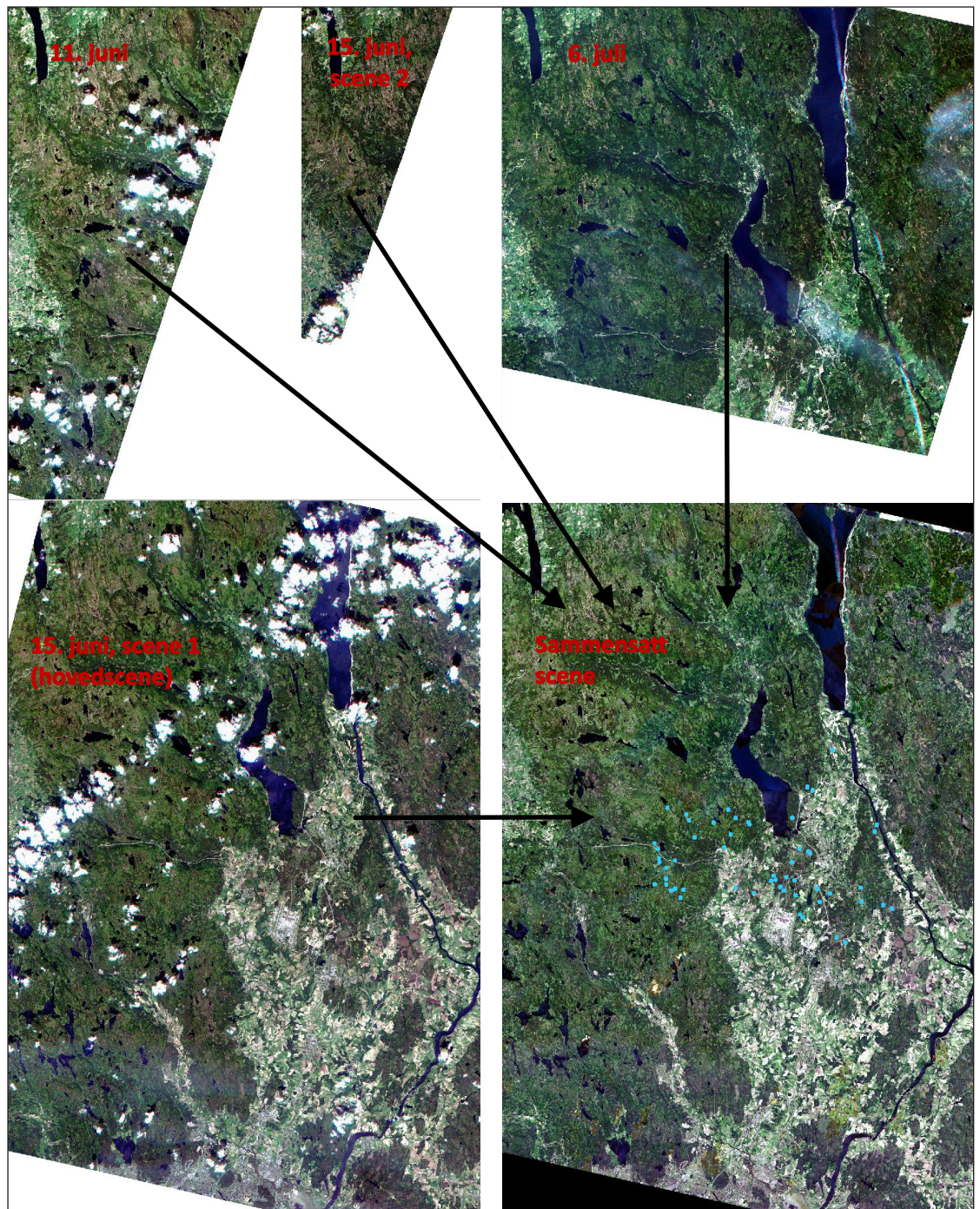


Trinn 4: Biomassemodell for data fra 2013

For å lage modeller til beregning av kvistbiomasse tilgjengelig for elg vinterstid benyttet vi målingene i sub-plottene på 5x5 meter som referansedata. Til utvikling av en prediksjonsmodell over kvistbiomassen tilgjengelig for elg testet vi forklaringsvariabler fra ulike kilder; flybåren LiDAR, optiske satellittdata fra RapidEye og Landsat, data fra AR5-kartproduktet og data fra SatSkog-produktet (Gjertsen 2007; tabell 3.2).

I utviklingen av en prediksjonsmodell undersøkte vi nøyaktigheten av ulike datamineringsalgoritmer, da disse algoritmene vanligvis gir bedre prediksjoner enn parametriske modeller. Vi undersøkte algoritmene: «Random forest» (Breiman 2001), «Gradient Boosting Machine» (Friedmann 2002), «Support Vector Machine» (Vapnik 1999) og Cubist (Quinlan 1992,1993, Kuhn & Johnson 2016). Utvelgelse av variabler ble basert på algoritmenes viktighetsindeks og kryssvalideringsresultat.

Figur 3.4. Sammensetting av 4 opptak fra satellitten RapidEye som alle var forurenset av skyer til en nesten skyfri mosaikert scene. Skyer, slør og skyskygger er klassifisert i alle scenene, deretter er de tre støttescenene (de tre øverste) normalisert til opptaket 15. juni basert på regresjon av spektralverdiene etter metodikk fra Chen m.fl. 2005. De støypåvirkede piksler i hovedscenen er erstattet med data fra et av de tre andre opptakene etter en prioriteringsrekkefølge basert på nærhet i tid til hovedopptaket. Lokaliseringen av feltplott for måling av kvistbiomassen er vist i blått.



Trinn 5: Dynamisk biomassemodell

Data fra RapidEye-satellitten og LIDAR-opptakene gir et øyeblikksbilde av tilstanden, og sier ikke noe om endringene i skogen eller vekstforholdene. To nasjonale datasett har denne typen informasjon. Det ene er NIBIOs SatSkog-produkt med informasjon om skoglige parametere modellert fra Landsat data ved bruk av Landsskogstakseringen som treningsdata og det andre er instituttets ressurskartserie AR5. For studieområdet viser SatSkog tilstanden i 2007 og all informasjon om hogsttidspunkt er beregnet fra strukturen i ett satellittbilde. Aldersnøyaktigheten i SatSkog er for liten til at kartet kan brukes i endringsanalyser. AR5 gir ikke informasjon om avvirkningsår, men har informasjon om vekstforholdene. AR5 har en enklere inndeling i bonitet enn H40-inndelingen som skogsbruket benytter. Vi har derfor brukt H40-data i de områdene vi hadde tilgang til slike data (MEVs eiendom, Eidsvoll kommune, Romerike allmenning) og AR5 for resten av arealet.

I den videre utviklingen til en dynamisk biomassemodell har vi lagt vekt på å beholde de forskjeller som kommer fram i LiDAR-dataene for bestand av samme type og alder, og ikke bare bruke gjennomsnitt for en bestandstype. For å kunne gjøre det måtte vi utvikle en modell for hvordan biomassen endres med bestandsalder.

Som grunnlag til å utvikle tilvekstfunksjoner for kvistbiomasse i bestand har vi brukt

bestandsdata fra Mathisen Eidsvoll Værk (MEV) siden disse romlig sett er mer detaljerte enn informasjonen fra Landsat og inneholder informasjon om alder på bestandene. Siden tilveksten påvirkes sterk av bonitet har vi utviklet kurver for biomassetilveksten til 3 bonitetsklasser (lav 6-11, middels 12-14 og høy 17-26) ved en forenkling av H40-inndelingen. Deretter har vi for hver 5x5 meters rute beregnet forskjellen mellom den målte biomasseverdien og en verdi estimert fra bestandets alder.

Når denne forskjellen blir uttrykket som en andel av den forventede verdi (estimert ut fra bestandets alder) kan avviket fra bestandsnittet (forventningen) benyttes til å korrigere estimatene som fremkommer gjennom tilvekstmodellen. Metoden gjør det mulig å beregne nye biomassekart for et gitt år der avviket fra forventningen i hver 5 x 5 meter rute blir ivaretatt. Dersom arealet er avvirket etter at LiDAR-opptaket er gjort, må kvistbiomassen bli estimert som et gjennomsnitt for bestandet ut fra alder.

Når gir tidsserien fra Landsat kun data om avvirkning tilbake til 1985. Til å estimere alder på bestand som er eldre enn 1985 har vi utviklet sammenhenger mellom trehøyde (målt med LIDAR) og alder for de samme 3 bonitetsklasser som ble benyttet til å beregne biomassetilveksten. Også her har MEVs bestandskart dannet datagrunnlaget siden dette datasettet har aldersestimering på bestandene langt over de 28 år som Landsat-serien gir.

Tabell 3.2. Datakilde og variabler til bruk i analyser for beregning av kvistbiomasse.

Kilde	Data
LiDAR	Dekningsprosent i 3 høydesjikt Trehøyde Indekser for: varmeinnstråling (Parker 1988), terrengets ruhet (Sappington m. fl. 2007), topografisk posisjon (Weiss 2001, Jenness Enterprises 2016). Stigningsgrad
RapidEye	Alle 5 kanalene (blå, grønn, rød, rød kant, nær-infrarød) Vegetasjonsindekser (grønn, rød og RedEdge mot Nær-Infrarød kanal) Treslagsfordeling
Landsat	Alder etter avvirkning Kronedekning
AR5	Bonitet og treslag
SatSkog	Prosentandel: furu, gran og lauv Bestandsalder



3.4 Elgens arealbruk

Data fra GPS-instrumenterte elg kan gi informasjon om elgens forflytningsmønster og arealbruk. Men GPS-instrumentert elg utgjør kun en liten andel av elgbestanden, og det er vanskelig å merke elg på en slik måte at GPS-dataene blir geografisk representative for et større vinterområde. Telling av møkk representerer en alternativ kilde til informasjon om elgens arealbruk, og med riktig design kan data samles inn så de blir representative for et større studieområde. Da vil de også være meget egnet som grunnlag for å utvikle en arealbruksmodell som både identifiserer de faktorer som har størst betydning for elgens valg av oppholdsområder og som i kartform beskriver hvordan elgen vinterstid benytter arealene på Øvre Romerike. Dette er informasjon som i kommunal og regional forvaltningen bør bli benyttet aktivt i arealforvaltningen.

3.4.1 Prediksjonsmodell

For å lage et detaljert som kart viser hvordan elgen bruker områdene på Romerikssletta må det først utvikles en prediksjonsmodell ut fra et sett med miljøvariabler. Møkkellingen fra 2013 er brukt som grunnlag for en slik modell. I 2013-tellingen var det en høy andel måleflater uten møkk. På grunn av den høye andelen med 0-observasjoner i målingene har vi vurdert sannsynligheten for å finne minst en møkkruke mer robust enn analyser for å beregne antall møkkruker. Derfor er den binære tilnærmingen (møkk eller ikke-møkk) benyttet i prediksjonsmodelleringen.

Det gir en modellering av sannsynlighet tilsvarende det som er presentert i strekningsvalganalysen fra GPS-dataene (se delrapport 1). I møkkellingene bygger modellberegningen på data over både bruk og ikke-bruk etter en randomisert design. Når prediksjonsmodeller er basert på data fra merkede dyr mangler informasjon om hvor elgen ikke har vært, isteden må et sett med tilfeldige punkt legges ut som bakgrunnsdata.

Strekningsvalganalysen og arealbruksanalysen gir analyser fra to uavhengige datasett. Mens strekningsvalganalysen, og det avledede friksjonskartet, forteller hvilke areal elgen oppfatter best egnet for forflytninger, forteller

arealbruksanalysen og arealbrukskartet hvilke areal elgen oppfatter som de beste å oppholde seg i vinterstid. De faktorer som i arealbruksanalysen gir best forklaring på det mønster som fremkommer uttrykker elgens avveining mellom nytte og risiko.

Arealbrukskartet, som viser hvordan elgen brukte områdene på Romerikssletta vinteren 2013, er laget med en oppløsning på 5 x 5 meter. Modellen kartet bygger på uttrykker sannsynlighet for at et areal er brukt av elg, men kartet gir samtidig en relativ indeks på tettheten av elg.

3.4.2 Algoritmer og variabler

Det finnes mange algoritmer som kan benyttes til å lage prediksjonsmodeller. Generelt er det også slik at for å prediktere et utfall gir algoritmer tilhørende en gruppe kalt «maskinlæringsalgoritmer» bedre resultat enn tradisjonelle parametriske algoritmer, og de er mer robuste (Cutler m.fl. 2007, Rogan m. fl. 2008). Spesielt gjelder dette for kompliserte datasett.

Vi har undersøkt flere svært effektive maskinlæringsalgoritmer. Flere av disse identifiserer relevante variabler blant et stort utvalg ved å randomisere både utvalget av data og variabler i en rekke regresjonstre. Algoritmene benytter en ikke-parametriske tilnærming og kan fange opp komplekse interaksjoner ved løpende validere resultatet mot uavhengige data (Olden m.fl. 2008). I parametriske modeller er det en tommelfingerregel at det bør være minst 15-20 datapunkt for hver parameter som skal beregnes. Ved ikke-parametriske modeller validert på uavhengige data er dette ikke så kritisk. Maskinlæringsalgoritmene er robust ovenfor korrelerte variabler og ikke-relevante variabler.

Ulempen med disse algoritmene er kompleksiteten som gjør det vanskeligere å tyde faktorenes innbyrdes betydning, selv om de rangeres etter hvor viktige de har vært i modellberegningen. For eksempel vil en maskinlæringsalgoritme som Random forest (Breiman 2001) kunne velge flere korrelerte variabler blant de mest betydningsfulle. Derfor har vi benyttet maskinlæringsalgoritmer til å lage et kartprodukt over elgens arealbruk og tradisjonelle parametriske modeller i studier av de enkelte variabelers effekt.

Tabell 3.3. Variablene som ble benyttet i analyser av elgens arealbruk. I et GIS ble data trukket ut fra digitale kart enten som avstandsvariabler eller som mengderelaterte variabler innen sirkulære buffere med radius 25, 50, 100, 250 og 500 m rundt målepunktene. Totalt utgjør dette mer enn 200 ulike miljøvariabler.

Type	Avstandsmål	Mengdemål
Samferdsel, bebyggelse og jordbruk	<i>Samferdsel:</i> Veger av ulike kategorier, Gardermobanen, over-/underganger av ulike typer og størrelser, viltgjerd/ stengsler	Antall km veg og jernbane fordelt på type. Antall hus og antall bolighus Antall personer bosatt (hentet fra SSBs 250 meter grid) Areal av jordbruksland Areal av tettbebyggelse
	<i>Bebyggelse:</i> nærmeste bolighus, tettbebyggelse (SSB)	
Skoglige data	Avstand til nærmeste skogkant	Areal av skog og areal skog i ulike høydeklasser (1-4 m, 4-10 m, over 10 m) og tetthetskategorier Andel skog dominert av gran, furu eller løv Gjennomsnittlig alder på skog Ulike mål for biomasse av vinterkvist
Topografiske data		Topografisk posisjonsindeks for avstander på 100, 200, 500 og 1000 meter (Weiss 2001) Ruhetsindeks (Sappington m.fl. 2007) Høyde over havet, marin grense, bratthet, eksposisjon
Data om snøforhold		Snømengde 15. februar 2013. Hentet fra snødybder i seNorge.no gridet

I utviklingen av en parametrisk modell har vi undersøkt de variablene som fra maskinlæringsalgoritmene ble identifisert å ha størst betydning og unngått korrelerte forklaringsvariabler. Utvikling av gode modeller for elgens arealbruk ut fra miljødata er ikke lett; til det er sammenhengene med ulike miljøvariabler ofte komplekse, ikke-lineære, avhengige av skala og kan opptre i interaksjoner med hverandre. Ut fra kunnskap om elgens habitatbruk kan vi anta hva som er viktig, men ikke velge mellom ulike uttrykksformer av en variabel eller i hvilken avstand fra elgens oppholdssted variabelen har betydning. I modelletableringen har vi derfor latt dataene identifisere sammenhengene fremfor å velge et fåtall ut fra en hypotese.

Ved slik tilnærming bør variablene i modellen bli valgt ut fra hvor godt de fungerer på data som ikke blir benyttet til å etablere modellen (uavhengige data). Til det er kryssva-

lidering godt egnet. Ved slik validering settes et antall datapunkter til side og brukes kun til å beregne modellens nøyaktighet. Dette blir så gjentatt et antall ganger med ulike utvalg, og gjennomsnittet av disse utvalg blir brukt i den endelige valideringen. Den endelige modellen blir derimot avledet fra alle datapunkt.

I analysene er det innhentet en rekke miljøvariabler enten ved å beregne avstander til hvert målepunkt eller mengderelaterte forhold i sirkulære buffere rundt hvert punkt. Som radius er valgt 25, 50, 100, 250 og 500 meter. Totalt ble over 200 variabler analysert med data fra satellittene RapidEye og Landsat, fra LiDAR-opptak og fra eksisterende kartdata AR5, Vegbase, SSBs befolkningsdata, matrikkeldata). I tillegg ble datamaterialet supplert med ulike topografiske data (tabell 3.3).

3.5 Programvare og nøyaktighetsmål

Vi har benyttet en rekke ulike dataprogram i analysene. For tilretteleggingen og i geografiske analyser er benyttet programmene ESRI ArcGis, QGIS, SAGA, Trimble eCognition, PCI Geomatica og FUSION (McGaughey 2015). De statistiske analysene er foretatt i R (2016) ved bruk av en rekke bibliotek; raster, caret, mgcv, ordinal og glmmADMB, som de viktigst og ggplot2 (Wickman 2009) for presentasjonene.

Det er flere ulike mål som kan uttrykke hvor godt en modell beskriver den målte variasjonen. Vi har gjennomgående benyttet R^2 , som gir et mål på hvor godt et sett med observasjoner

kan forklares av de uavhengige variablene i en modell. R^2 -verdien uttrykker dermed andelen av variasjonen i den avhengige variabel (Y) som er forklart med de uavhengige variablene (X_j). For å få en god validering av modellene, uansett type, har vi valgt å benytte gjennomsnittsverdien fra en 10-fold kryssvalidering repetert 10 ganger. I analyser med få observasjoner (< 25) ble antall fold redusert til 7.

I modellen av elgens arealbruk, som er basert på tilstedeværelse eller ikke av elgmøkk, er AUC-verdiene (Jiménez-Valverde 2012) benyttet i modellvalideringen. AUC-verdien er lite påvirket av ubalanse i datasettet og fokuserer på hvor godt modellen velger riktig verdi i et binært utvalg. Dersom valget er tilfeldig blir AUC-verdien 0.5.



Eksempler på ulike typer av fauna-passasjer som inngår i undersøkelsen. Foto: Statens kartverk

4 Resultat og diskusjon

4.1 Faunapassasjer

En rekke ulike typer av faunapassasjer er undersøkt (se bildeeksempler på side 34). Bortsett fra tre underganger på E6 i Stange er

de kontrollerte passasjene lokalisert til E16, E6 eller Gardermobanen på Øvre Romerike (figur 4.1). For å få en oversikt på hvilke sammenhenger det kan være mellom antall passeringer av elg og de undersøkte faktorer har vi først



Figur 4.1. Lokalisering av faunapassasjene i den sentrale delen av undersøkelsesområdet på Øvre Romerike. Gul sirkel= overgang, grøn sirkel = undergang. Rød sirkel er faunapassasjer som ikke har inngått i undersøkelsen. Tallene etter navnene viser passasjebredden i meter. Bakgrunn: Ortofoto 2012 og 2013.

beregnet korrelasjonskoeffisientene mellom elgens bruk i 2012/2013 sesongen og et utvalg av faktorene (tabell 4.1 a og b).

Snødybden ved passasjene viste en svak positiv sammenheng med elgens bruk. For de øvrige faktorer, hvor det var mulig å måle effekter hele året, var sammenhengen tydeligst i barmarksesongen. For menneskelig forstyrrelse var det ingen sammenheng vinterstid, men en svak negativ sammenheng i barmarkperioden. Ved flere av passasjene var folk ofte observert i grupper, men det gav ingen vesentlig endring å telle observasjoner av folk/kjøretøy istedenfor antallet. Å øke tidsvinduet for registrering av observasjoner fører ofte til redusert variasjon, og for disse data forsterket det også den negative sammenhengen mellom elg og folk.

Elgens bruk av faunapassasjene viste vinterstid liten sammenheng med passasjenes dimensjoner, slik som størrelse og forholdet

mellom bredde og lengde, mens også denne sammenheng var tydeligere i barmarkperioden. Vegetasjonen ved passasjene og forhold i passasjenes nærområde viste en sammenheng som var forskjellig i vintermånedene og barmarkperioden. Ut fra korrelasjonskoeffisientene ser det ut til at sammenhengen er mer uklar for faktorer ved selve passasjene enn for forhold i nærområdet. Et unntak er effekter av passasjebredden i barmarkperioden.

Når det gjelder nærområdets størrelse viser målinger av både skjul og mattilbud innenfor et areal avgrenset til 500 meter fra passasjene en lavere korrelasjon enn når arealet er utvidet til 1 eller 1,5 km. Det indikerer at nærområdet bør betraktes som et område innenfor minst 1 km avstand fra passasjene. For mattilbudet vinterstid var også sammenhengen bedre når tilbudet ble uttrykt for siden med lavest kvistbiomasse sammenliknet med snittet av begge sider.

Tabell 4.1. Sammenhengen¹ mellom elgens bruk av faunapassasjene² og a) faktorer som snødybden ved passasjene (vinter) og folks bruk av dem² (både vinter- og barmarksesongen), og b) faktorer knytt til egenskaper ved passasjene eller i nærområdet. For de tidsrelaterte faktorene er korrelasjonene beregnet med fire ulike tidsintervall og for faktorer i nærområdet innen tre ulike avstandsoner. Datamaterialet omfatter 20 passasjer som ble overvåket med viltkamera i 2012/2013.

Faktortype a)	Målt som		Dag	Uke	Måned	Sesong
Snødybde	cm	Vinter	0,10	-0,07	0,15	0,15
Menneskelig bruk	Antall personer	Vinter	<0,01	0,02	<0,01	<0,01
		Barmark	-0,08	-0,16	-0,24	-0,36
	Antall observasjoner av personer/grupper	Vinter	<0,01	<0,01	<0,01	0,03
		Barmark	-0,03	-0,17	-0,25	-0,34

Faktortype b)	Faktor	Målt som	Avstand	Vinter	Barmark
Egenskaper ved passasjene	Dimensjon	Bredde (m)		-0,03	0,77
		Bredde/Lengde		-0,14	0,45
Vegetasjon ved passasjen		% areal tredekt ³	50	0,36	-0,07
Forhold i nærområdet	Skjul	% skogareal, begge sider	500	0,21	-0,72
			1000	0,32	-0,70
			1500	0,29	-0,58
	Mattilbud	Kvistbiomasse, siden med minst mat	500	0,36	-0,57
			1000	0,59	-0,66
			1500	0,52	-0,67

¹ Pearsons korrelasjonskoeffisient

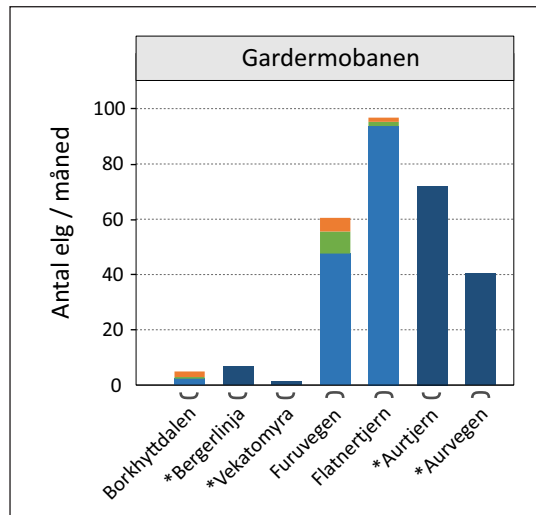
² Antall passeringer av elg og folk/kjøretøy

³ Beregnet som prosent areal dekt av trær innenfor en buffersone på 50 meter målt ut fra veg eller jernbanens senterlinje (for 4-felt veg er det målt fra senterlinje i hver vegretning).

Korrelasjonsanalysen tyder på at sammenhengene mellom elgens bruk av faunapassasjene og ulike påvirkningsfaktorer er komplekse (f.eks. U-form eller terskelforløp) og inngår muligens i et samspill mellom flere faktorer. For å kunne analysere disse data best mulig er det derfor viktig å vite hvordan datamaterialet varierer i rom og tid. Det kan gi grunnlag for grupperinger som får frem sammenhenger som vil blitt skjult i en samlet analyse. De neste tre kapitler belyser derfor variasjonen i datamaterialet.

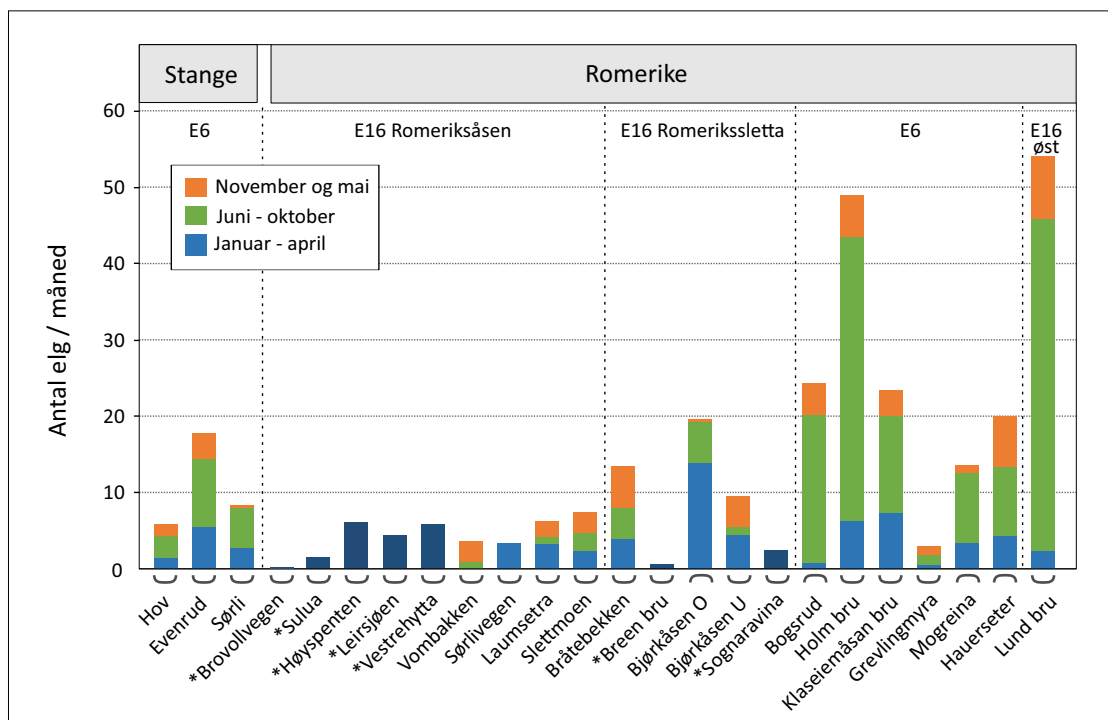
4.1.1 Bruk av overvåkede passasjer av elg og folk

I figur 4.2 og 4.3 er fremstilt hvordan elgen brukte passasjene i 2012/2013-sesongen. For også kunne inkludere passasjer uten viltkamera i figuren er elgens bruk for disse passasjene estimert fra tidligere data over bruk i tilgrensende passasjer. Dette bygger på at den innbyrdes forskjellen mellom passasjene



Figur 4.3. Elgens bruk av de overvåkede faunapassasjer på Gardermobanen. Se figur 4.2 for nærmere forklaring. Passasjene er plassert fra nord mot sør. Merk at passasjen ved Aurvegen er kombinert med bilveg.

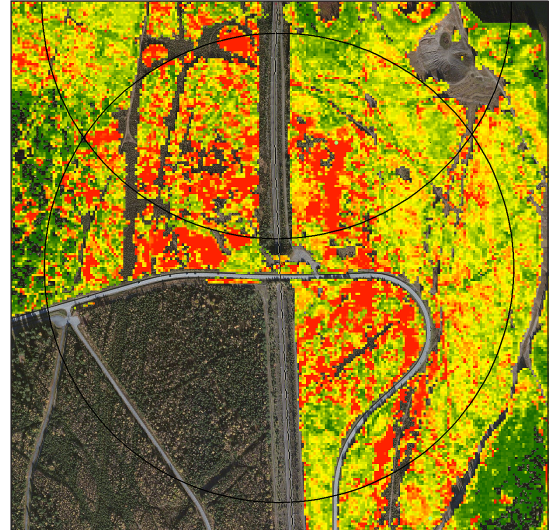
var langt mindre enn forskjellen mellom år. For ikke-kameraovervåkede faunapassasjer



Figur 4.2. Elgens bruk av overvåkede faunapassasjer på E16 og E6. Passasjene er merket med over- eller undergang, og plassert etter en geografisk gradient fra nordvest mot sørøst. Dataene er korrigert for kamerasvikt og vist som månedssnitt innen hver sesong. Data for vinterperioden er utvidet til passasjer uten kameraer ved hjelp av tidligere sporovervåking (disse er merket med * og uthevet i mørkere blåfarge). Merk at ved Sørlivegen og Vombakken ble kameraene tatt ned i sommermånedene og ved Breen bru går en bilveg ved siden av passasjen. Merk også at det er ulik skala på y-aksen i figur 4.2 og 4.3.



Faunapassasjen ved Aurvegen er laget 53 meter bred for at vilt skal krysse uten å komme i kontakt med den trafikerte veien. Likevel, den er brukt langt mindre enn passasjene nordenfor, selv om beitetilbudet er like godt ved denne. Grønt via gult til rødt viser økende beitemengder. Bakgrunn: Bing.



har vi fra sportellingene beregnet forholdstall mellom en slik passasje og nærliggende kameraovervåkede passasjer og deretter multiplisert dette forholdstall med antall spor fra de samme nærliggende passasjene i den sesongen de ble overvåket med viltkamera.

I Stange ble passasjen ved Evenrud brukt mer enn de andre to hele året. På Romerike var det få elg som krysset i passasjene på E16 over Romeriksåsen, spesielt sommerstid. Passasjene på E16 over Romerikssletta var generelt mer brukt, og mest om vinteren. Også passasjene på Gardermobanen ble mest brukt om vinteren, og da spesielt passasjene rett nord

for flyplassen. Disse ble vinterstid brukt langt mer enn noen annen passasje. Lengre øst, på E6 og på E16 mot Kongsvinger, er forholdet omvendt. Disse passasjene ble brukt mest i sommerhalvåret, og da mer enn passasjene lengre vest.

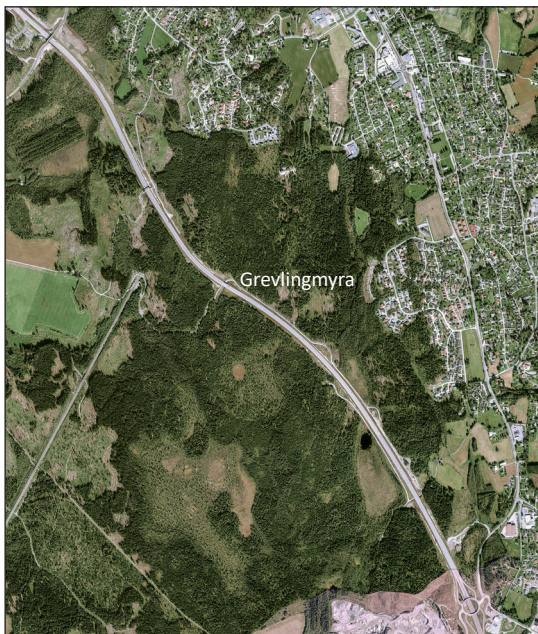
Selv om alle passasjene på E16 over Romeriksåsen ble lite brukt av elg utgjør det likevel en meget viktig rolle under vår- og høsttrekket. I november var det et markant trekk av elg fra nord mot syd, og med trekk tilbake i april-mai. Samlet for et år utgjorde netto spor mot sør 23% av totalt registrerte (44 elg).

Breen bru er en 80 meter lang bro der E16 går over Leira. Det er ingen veg under broen, men en kommunal veg går parallelt med broen på nordsiden. Det er god plass til å passere på hver side av elva, likevel ble det observert få passeringer av elg her.

I passasjene på Gardermobanen krysser majoriteten av dyrene fra øst mot vest, kun i juni-juli og november-desember trakk flere dyr østover. Samlet for et år utgjorde netto spor mot vest 6% av total antall elgkryssinger i de tre kameraovervåkede passasjene (1033 elg). Dette overskuddet av elg som trekker vestover kan enten forklares med at flere elg må krysse mot øst i to sydligste ikke-kameraovervåkede passasjene eller at det er en netto forflytning fra østre delen av Romerikssletta og vestover.

Om vinteren var det stor variasjon i hvor mye de enkelte passasjene på Gardermobanen ble brukt av elg. Passasjene syd for Rv 176 blir benyttet langt mer enn de mindre passasjene

Ved utbyggingen av E6 ble 5 viltsluser mellom Dal og Andelva erstattet med en undergang. Det fikk stor innvirkning på antall kryssinger av elg i dette området. Undergangen på E6 ved Grevlingmyra har en bredde på 25 meter og er mye brukt av folk. Flyfoto fra mai 2013.



lengre nord, med unntak av passasjen ved Furuvegen som ligger rett på nordsiden av Rv 176. Overgangen ved Aurvegen (Fv 461), som grenser opp til det inngjerdede flyplassområdet, er brukt betraktelig mindre enn de andre passasjene i samme område (figur 4.3). Passasjen er kombinert med en fylkesveg, men passasjen er bygget ekstra bred for at vilt skal kunne passere i en 40 meters bredde utenfor bilvegen (se illustrasjonen side 38). Trafikktettheten på bilvegen er målt til 500 ÅDT, og den forstyrrelsen er trolig tilstrekkelig til at elgen bruker overgangen langt mindre enn passasjene nordenfor.

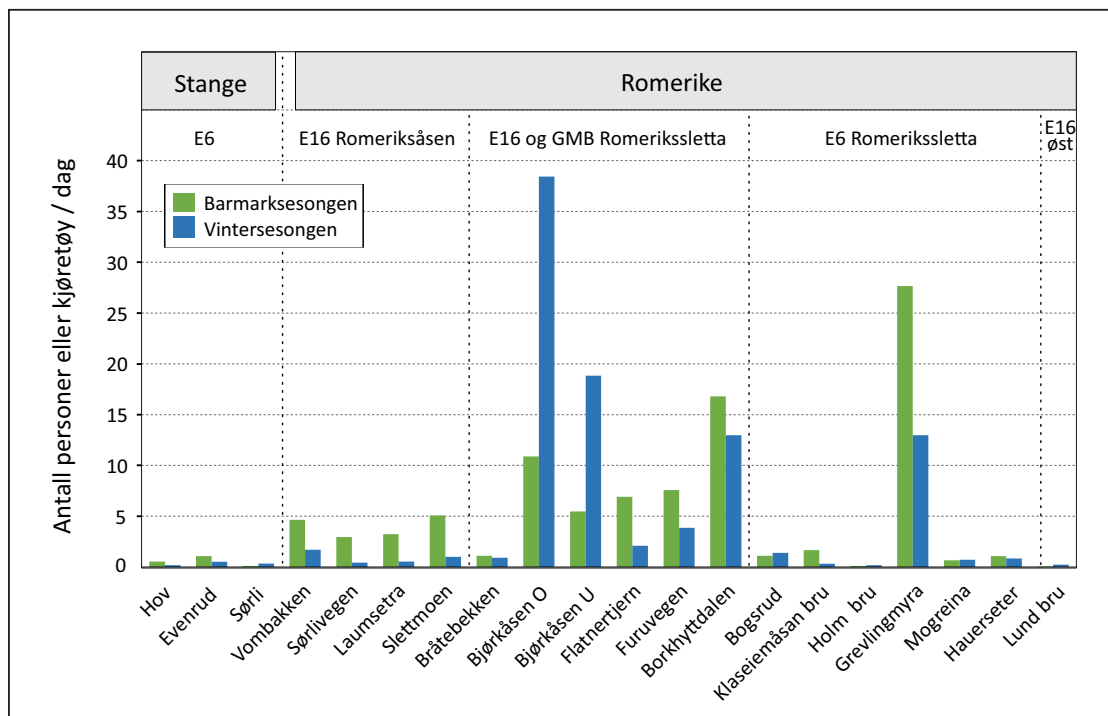
Passeringspunktet på E6 ved Grevlingmyra skiller seg også ut ved at det blir lite brukt av elg. Undergangen brukes mye av folk, men vinterstid ikke mer enn for eksempel passasjen ved Bjørkåsen. Tilgangen til skogområdet på østsiden av E6 er fra øst delvis forhindret av boligområdet ved Råholt, så for elg er tilgangen til dette skogområdet gjennom undergangen. Det er nok årsaken til at passasjen ble så lite brukt vinteren 2012/2013, sammenliknet med bruken av de 5 viltslusene som tidligere gav tilgang til dette skogområdet.

Mønsteret i hvordan folk brukte fauna-

passasjene var annerledes enn elgens bruk (figur 4.4). Overgangen ved Bjørkåsen og undergangen på E6 ved Grevlingmyra ble brukt desidert mest. Med unntak av de to passasjene i Bjørkåsen, hvor det er etablert skiløyper, var den daglige bruken av passasjene størst i barmarksperioden.

I analysene er vi spesielt interessert å se om det fremkommer mønstre i elgens bruk som ikke er direkte relatert til de enkelte passasjene, men mer til forhold ved dem eller i nærområdet. Da er det aktuelt å dele passasjen inn i undergrupper både i rom og tid. For en romlig gruppering av passasjene er det mulig å ta utgangspunkt i en inndeling etter trafikkårer eller en inndeling basert mer på elgens økologi, dvs. inndeling i delområder etter hvordan disse blir brukt av elg.

Vi har undersøkt en inndeling etter trafikkårer (E6 Stange, E6 Romerike/E16 øst, E16 vest og Gardermobanen) og en geografisk og mer økologisk inndeling mer ut fra hvordan elg og folk bruker områdene. På Romerike vil en naturlig områdeinndeling være; E16 over Romeriksåsen, Romerikssletta vest for E6 (hit inngår både E16 og Gardermobanen) og E6 samt den ene overvåkede passasjen på E16



Figur 4.4. Folks bruk av faunapassasjene slik det ble registrert med viltkamera. Passasjene er plassert etter en gradient fra nordvest mot sørøst. Dataene er korrigert for kamerasvikt.



mot Kongsvinger. Passasjen ved Bråtebekken (E16 mot vest) ligger i overgangen mellom slettelandskapet og åsene i vest. Ut fra folks bruk likner den mest på passasjene vestenfor, men ut fra elgens bruk er den mer lik passasjene på sletta. Vi har derfor inkludert den sammen med passasjene på sletta. Statistiske analyser viste at den mer økologisk baserte inndelingen fungerte best.

4.1.2 Sesongmessig variasjon i bruken av passasjene

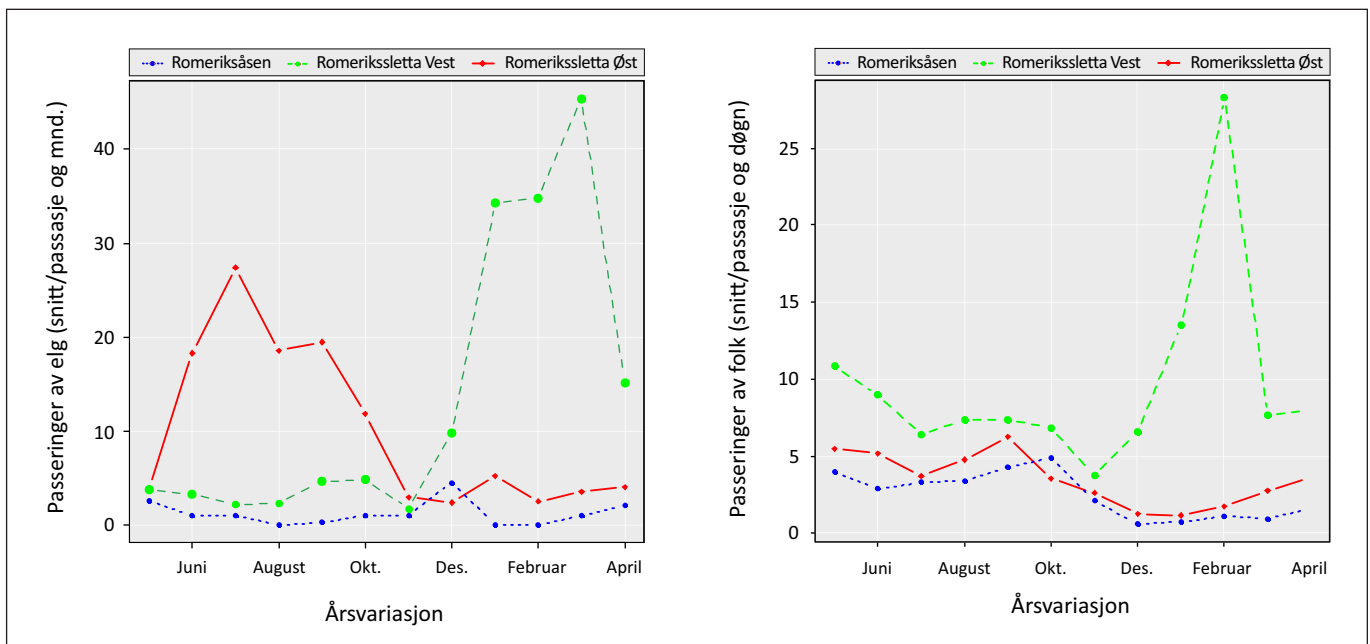
I figur 4.5 er vist hvordan elg og folk brukte faunapassasjene gjennom året fordelt på de tre delområdene på Romerike. Elgens bruk viste klare sesongmessige variasjoner, karakterisert med juni-oktober som en sommerperiode, desember - april som en vinterperiode, og november og mai til en mellomperiode.

Passasjene på E16 over Romeriksåsen ble mest brukt i desember og april-mai, mens aktiviteten i resten av året var liten. Det indikerer at dette området fungerer mer som et transittområde for trekk mellom Romerikssletta og de høyereliggende åspartiene i vest. Til vestre del av Romerikssletta trekker et stort antall elg om vinteren fra de høyereliggende sommer-

områdene i Romeriksåsen, Hurdalsåsene og Totenåsen (Kastdalen 1996). Dette mønsteret vises også tydelig i nye data fra GPS-merket elg (se delrapport 1).

Elgens bruk av faunapassasjene gjenspeiler dette trekk mønsteret, ved at elgens bruk av passasjene på vestre delen av Romerikssletta økte markert i vintermånedene. Derimot viste passasjene på E6 og den kameraovervåkede passasjen på E16 mot Kongsvinger det motsatte mønster. I løpet av de 5 sommermånedene hadde de østre faunapassasjene (E6 og E16 mot Kongsvinger) 96 passeringer av elg, mens de vestre (E16 vestover og Gardermobanen) bare 17. I de 5 vintermånedene krysset i snitt 136 elg i de samme passasjene i vest, mens bare 18 krysset i de østre.

Mens elgens bruk av de vestre passasjer gjenspeiler sesongtrekket er det vanskeligere å forklare nedgangen om vinteren for de østre faunapassasjene. De GPS-merkede elgene viste at øst for E6 er det ikke noe markert sesongtrekk, slik som på vestsiden (se delrapport 1). Likevel, vi skulle anta at en del av de dyrene som om vinteren trekker ned til Romeriksslettas vestre del også vil benytte passasjene over E6. Hvis de gjorde det burde bruken økte om vinteren også her, og ikke bli redusert til



Figur 4.5. Variasjonen i antall passeringer av elg og folk gjennom året i de kameraovervåkede faunapassasjene på Øvre Romerike fordelt på tre delområder. Det er stor forskjell mellom de østre og vestre delene av Romerikssletta i elgens bruk av passasjene. Noen av passasjene på den vestre delen blir også mye brukt av folk, spesielt om vinteren.

bare 20% av bruken sommerstid.

Ser vi på netto antall spor i de 6 kame-raovervåkede passasjene på E6 viser det gjen-nomgående hver måned et overskudd av elg som har krysset fra øst mot vest, bortsett fra i november. Samlet sett for perioden mai 2012 til april 2013 (ett år) utgjorde netto spor mot vest 3% av total antall elgkryssinger (611 elg) i de overvåkede passasjene. Det ser dermed ut til at kun et fåtall av elgene som trekker ned til Romerikssletta vinterstid trekker videre over E6.

Folks bruk av passasjene viste også et sesongmessig mønster, og spesielt skiller vintermånedene seg fra barmarkperioden. Passasjene i Romeriksåsen ble brukt desidert mest i barmarksesongen. For passasjene over Gardermobanen og E16 på Romerikssletta er forløpet mye det samme som for elgen, men toppen er her mer markert for februar måned (figur 4.5). For de østre passasjen er det mindre variasjon mellom vinter og sommer, men også her øker menneskelig bruk i samme periode som elgens bruk øker. Dette mønsteret kan forklares med at elgen i liten grad lar seg forstyrre av folk, men det kan også være at det er andre sesongbetonte faktorer som gir dette mønsteret.

Den høye menneskelige bruken av de ves-tre passasjene på Romerikssletta om vinteren skyldes først og fremst at det går skiløyper i flere av faunapassasjene, spesielt benytter mange skiløypa i overgangen ved Bjørkåsen (E16 vest). Hvis denne passasjen holdes utenfor er folks aktivitetsmønsteret gjennom året på Romerikssletta vest likevel det samme som vist i figuren, men bruken i desember-februar er 50% lavere (topp i februar ved 15 PDT).

4.1.3 Analyser av data fra viltkamera

Data fra viltkamera ble innsamlet fra mars 2012 til juni 2013 og analysert med kurvlineære regresjonsmodeller. Disse har større fleksibilitet enn lineære og vil bedre kunne identifisere eventuelle terskelpunkt dersom slike eksisterer. For eksempel er det mulig at effekten av folks aktivitet avtar raskt frem til et visst nivå og deretter flater mer ut. Tilsvarende effekt kan vi anta oppstår for bredden på passasjene. I til-

legg er kurvlineære modeller bedre egnet til å fange opp sammenhenger når datamaterialet ikke viser tydelige mønstre.

I modellene har vi korrigert for den pseudo-replikasjon som oppstår ved gjentatte målinger av hver passasje og tidsenhet (Bolker m. fl. 2008), og på grunn av den store variasjon det var i elgens bruk av faunapassasjene er brukt quasi-poisson fordeling i modellenes link funksjon.

4.1.3.1 Effekten av menneskelig aktivitet ved passasjene

Analysere av hele datamaterialet samlet vil inkludere et stort antall observasjoner fra pas-sasjer som nesten ikke blir brukt av folk eller brukt kun i en begrenset tidsperiode. Dersom de samtidig er lite brukt av elg er det også liten sannsynlighet for at elg var i nærheten av pas-sasjene de dager folk brukte dem. Inkludering av et stort antall datapunkter hvor det var lite trolig at det var elg eller folk ved passasjene vil bare bidra til å kamuflere eventuelle effekter. Det er også rimelig å anta at forstyrrelsesef-fekten fra folks aktivitet ved passasjene har en virkning som er begrenset i tid. Derfor må vi anta at i perioder der folks aktivitet ved en passasje er kraftig redusert blir også elgen lite påvirket.

Når data blir aggregert i tid er det nød-vendig å fjerne data dersom en passasje får observasjonsperioden redusert pga kamera-svikt. I analysene har vi derfor gjort følgende datautvalg for de ulike tidsvindu:

- Daglig: Minst en person har vært ved passasjen samme dag eller dagen føre og i løpet av uka har minst en elg passert. Datautvalget redusert fra 8367 til 1823 observasjoner.
- Uke: Observasjoner er gjort i minst 4 dager. Datautvalget redusert fra 1462 til 1190 observasjoner.
- Måned: Observasjoner er gjort i minst 15 dager. Datautvalget redusert fra 301 til 274 observasjoner.
- Sesong: Observasjoner er gjort i minst 1 måned. Datautvalget redusert fra 80 til 79 observasjoner.



Tabell 4.2. Modeller som viser elgens bruk av faunapassasjene i forhold til folks bruk av dem analysert med ulike tidsvinduer. I modellene er det korrigert for beliggenhet, sesong og snødybde ved passasjene. Tabellen viser p-verdier for de enkelte glattingskurver og modellenes samlede nøyaktighet (% R²). Modell B inkluderer også effekten av snødybden ved passasjene.

Tidsinndeling		Daglig	Uke	Måned	Sesong
Antall datapunkt		1823	1190	274	79
Modell A. Samme glattingskurve for alle passasjene fordelt på barmark- og vintersesongen					
Modellnøyaktighet (R ²)		47,9%	61,6%	74,4%	87,6%
Alle 20 passasjene	Barmark	0,24	0,66	0,07	0,007
Alle 20 passasjene	Vinter	0,0006	0,0002	0,06	0,0005
Modell B. Egne glattingskurven for de passasjer der kurvene var signifikante					
Modellnøyaktighet (R ²)		50,7%	66,3%	80,5%	
Bogsrud og Holm (E6)	Barmark	0,01	<0,0001	0,0003	
Bjørkåsen overgang (E16)	Barmark	0,4	<0,0001	0,024	
Flatnertjern (GMB)	Vinter	<0,0001	<0,0001	<0,0001	
Furuvegen (GMB)	Vinter	<0,0001	<0,0001	<0,0001	
Snødybde		0,0002	<0,0001	<0,0001	

Modell A: $\text{Antall elg} = f_{\text{Ses}} \cdot f_{\text{Omr}} + f_{\text{Ses, Omr}} \cdot (\text{PDT}_y) + (\text{MaxSnødybde}_y) + r(\text{PassID}) + r(\text{PassTidsenhet}) + \text{offset}(\log(\text{OD}))$
 Modell B: $\text{Antall elg} = f_{\text{Ses}} \cdot f_{\text{Omr}} + f_{\text{Ses, PassID}} \cdot (\text{PDT}_y) + (\text{MaxSnødybde}_y) + r(\text{PassID}) + r(\text{PassTidsenhet}) + \text{offset}(\log(\text{OD}))$
 AE= antall elgpasninger, Ses=variabel som identifiserer barmark- og vintersesongen, Omr= variabel som identifiserer delområdene, PDT= antall passeringer av folk eller kjøretøy per døgn, PassID= Identitetsnummer på faunapassasjene med egne glattingskurver og en felles identitet på resterende passasjer, OD=antall observasjonsdager. Senket tekst indikerer at variabelen inngår i modellen med en kurvlineær sammenheng (glattingsfunksjon) eventuelt med interaksjon. f= fiksed effekt, r=random effekt.

I analysen har vi startet med modeller som inneholder kategoriske variabler for sesong (tredeling) og for de fire delområdene (tre på Romerike og passasjene i Stange), samt kontinuerlige variabler for antall passeringer av folk (inkl. kjøretøy) og snødybde og nysnømengde ved passasjene.

For sesongvariabelen har vi undersøkt en tredeling og en inndeling i kun barmarksesongen (mai-november) og vintermånedene. Vintermånedene samsvarer med den perioden hvor det lå snø ved de fleste av faunapassasjene. Resultatene viste at det var liten forskjell mellom å benytte en tredeling for sesongvariabelen i forhold til en todeling og forskjellen var ikke signifikant ($p > 0,05$). Elgens bruk av passasjene i mai og november viste en respons mer lik situasjonen sommerstid enn vinter.

Videre forbedret ikke en inndeling i 4 delområder modellen sammenliknet med en inndeling i 3 områder hvor passasjene på E16 over

Romeriksåsen og E6 i Stange var slått sammen i en gruppe. Disse to strekninger har til felles at vegen går gjennom et skogområde hvor det kun er underganger av omtrent samme bredde og som er lite brukt av folk.

Det var signifikante interaksjoner ($p < 0,05$) mellom delområde og sesong, noe som indikerer at elgens respons på sambruk med folk og snøforholdene var forskjellig mellom sesongene og /eller områdene.

Vi vet at elgens forflytninger påvirkes av snøforholdene, så dermed har vi analysert modeller med maksimal snødybde og nysnømengde ved passasjene inkludert for dag, uke- og månedsinndeling. De to snøfaktorene var ikke korrelerte (variasjonsinflasjonsfaktor under 1,5). I analysene viste snødybden en sterk positiv sammenheng med antall elgpasninger, mens mengden nysnø viste en negativ sammenheng (p -verdien alltid mindre enn 0,002 for begge variabler). Snødybden hadde

større påvirkning på modellene enn nysnømengden, og fjerning av nysnøvariablene gav liten endring i modellenes forklaringsgrad.

Analysene med en glattingskurve for alle passasjene innen hver sesong viste at det vinterstid var en reell og negativ sammenheng mellom hvor mye elgen brukte faunapassasjene og aktiviteten av folk ved dem. Analysen viste også at modellenes nøyaktighet generelt økte med økende aggregering i tidsintervall (tabell 4.2). Det kan tyde på at forstyrrelses-effekten er vel så mye knytt til den generelle aktiviteten ved passasjene over tid, enn den umiddelbare forstyrrelse ved daglig eller ukentlig sambruk.

Den manglende eller lave responsen hos elg på forstyrrelse fra folk er trolig forårsaket av at vi for de fleste passasjer har for lite data der elg og folk bruker passasjene i samme tidsperiode. Det kan føre til at eventuelle effekter blir skjult av data som ikke er informasjonsbærende. Skal vi få frem elgens respons på menneskelig aktivitet må vi derfor se på forstyrrelseseffekten ved enkelte passasjer, og det kan bli gjort ved at vi i modellen tillater egne glattingskurver for hver passasje. For inndelingen i dag, uke og måned har vi data nok til å gjøre dette.

Dette viste at for mange passasjer fremkom ikke noen sammenheng mellom elg og folks bruk, og for andre var sammenhengen

bare tilstede i barmarksesongen eller om vinteren. I modell B i tabell 4.2 har vi beregnet egne glattingskurver for de passasjer og sesonger der kurvene var signifikante, mens de øvrige er slått sammen med en felles glattingskurve. Siden det for disse ikke var noen sammenheng mellom elg og folk er kurven tilnærmet flat.

Modellenes nøyaktighet uttrykker hvor godt modellene beregner elgens bruk på uavhengige data. Vi har benyttet 10-fold kryssvalidering med 10 repetisjoner, da det gav det mest konservative resultat i forhold til «bootstrapping», «leave-on-out»-kryssvalidering og tilsidesettelse av 20% av dataene for validering.

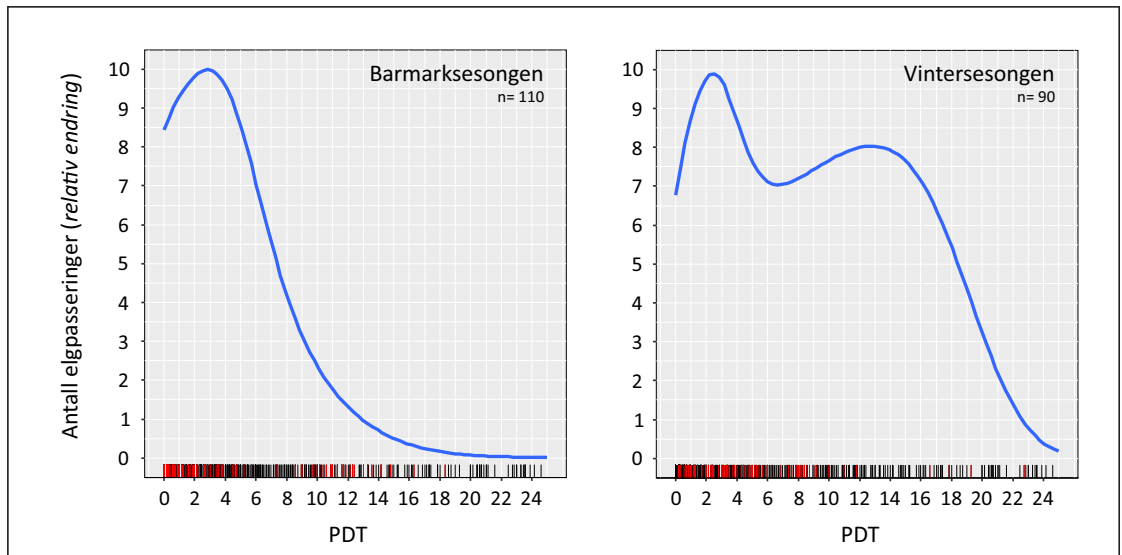
Modellen viser at i barmarksesperioden var det i alle tidsintervallene en klar negativ effekt av sambruk med folk for de to nordligste passasjene over E6 i Eidsvoll, og for overgangen ved Bjørkåsen i ukes- og månedsinndelingen.

Om vinteren var det derimot en klar negativ effekt bare ved overgangene på Gardermobanen ved Flatnertjern og Furuvegen. For overgangene på E6 ved Hauer seter og Mogreina fremkom en negativ sammenheng i månedsanalysen, men sammenhengene var ikke signifikante. Når det for de øvrige passasjer ikke fremkom noen tydelig sammenheng betyr ikke det at for disse passasjer har folks aktivitet ingen betydning. Resultatet fremkommer som en effekt av at vi for disse passasjer har for liten variasjon i observasjoner av folk og elg samtidig.



Foto: Steffen Johnsen

Forstyrrelser fra folks bruk av faunapassasjene vil nok sterkest påvirke bruken til ku med kalv.



Figur 4.6. Effekten av folks bruk av faunapassasjene for de passasjer der endringen i kurveforløpet var signifikant. Figuren er fremstilt for å vise kurveforløpet og ikke estimere antall passeringer i de involverte passasjer. Verdiene på y-aksen er derfor uttrykt relativt i forhold til høyeste verdi (10).

I barmarksesperioden inngår passasjene Bogsrud, Holm og Bjørkåsen og vinterstid Flatnertjern og Furuvegen. For de øvrige passasjer var det for liten variasjon der både elg og folk brukte passasjene til å få frem noe effektforløp. N = antall observasjoner til beregning av kurveforløpet, totalt innehold materialet med inndeling i uker 1190 observasjoner. De svarte vertikale strekene viser fordelingen av hele materialet, mens de røde strekene viser fordelingen av datapunkt for de aktuelle glattingskurver.

Formen på sammenhengen mellom elg og folks bruk er interessant. Siden vi får flere datapunkt ved den daglige eller ukentlige inndelingen tilsier det at eventuelle terskeeffekter vil kunne fremkomme her. Ser vi på de daglige observasjonene varierer de mye og datasettet har stor andel observasjoner uten elg. Med økende aggregering i tid blir variasjonen redusert og analysene legger større vekt på den jevne bruken og mindre på enkelthendelser.

I figur 4.6 er vist effekten ved at faunapassasjene også blir brukt av folk. I figuren er forløpet presentert med ukentlige data for barmarks- og vinterperioden for de passasjer der det var en signifikant sammenheng mellom elg og folks bruk. Kurveforløpet, som viser en svak økning ved lave PDT-verdier i begge sesonger, kan vanskelig tilegnes annet enn tilfeldighet.

Sammenhengen mellom menneskelig aktivitet og elgens bruk viser en terskeeffekt. I barmarksesongen, da elgen er mer var for menneskelige forstyrrelse, inntreer forstyrrelseeffekten ved lavere menneskelig aktivitet enn om vinteren. I barmarksperioden virker

det som elgen reagerer på folks aktivitet ved passasjene når bruken når opp mot 5-7 personer om dagen. Ved bruk utover dette ble antall elg som brukte passasjene raskt redusert. Formen på barmarkskurven er relativt sikker, da 16 av observasjoner hadde PDT-verdier over 12. Vinterstid var toleransegrensen forskjøvet, men denne økte toleransen kan skyldes at bare 4 datapunkt hadde ukentlig snitt av folk over 12 personer i døgnet (PDT).

Vi var overrasket av at det ikke fremkom noen sammenheng mellom folk og elg for overgangen ved Bjørkåsen og undergangen på Gardermobanen ved Borkhyttedalen. Overgangen ved Bjørkåsen har stor aktivitet av folk og blir også mye brukt av elg om vinteren. Årsaken er trolig en eller flere faktorer vi ikke har informasjon om og som virker positivt på bruken både for elg og folk. Når det gjelder undergangene ved Borkhyttedalen og ved Grevlingmyra er begge disse mye brukt av folk, men lite av elg. Spesielt gjelder det undergangen på E6 ved Grevlingmyra. Dermed fremkommer ingen effekt av folk ved disse passasjene.

Analysen av data fra kameraovervåkingen viste at det var en sterk negativ sammenheng mellom elg og folks bruk av faunapassasjene, og at elgen først lot seg påvirke av folks aktivitet ved en passasje når den daglige bruken kom opp i 5 eller flere personer.

4.1.3.2 Sesongvariasjoner

Et ønske med prosjektet har vært å kunne si noe om hvordan ulike faktorer påvirker elgens bruk av faunapassasjer. Med tanke på eventuelle restriksjoner i menneskelig ferdsel ved faunapassasjene kan det være nyttig å undersøke effekten av den generelle aktivitet av folk ved passasjene, og dermed behandle menneskelig forstyrrelse mer som en egenskap knytt til hver passasje. En modell der menneskelig forstyrrelse blir beregnet som gjennomsnittlig døgnaktivitet i hver sesong vil ha mer fokus på langtidseffekten av menneskelig bruk av faunapassasjene enn korttidseffekter av høy menneskelig aktivitet.

Benytter vi en månedsvis inndeling gir det et datamateriale med 274 observasjoner og med en sesongmessig inndeling 40 observasjoner. Men selv om den månedsvise analysen gir mange observasjoner har egenskapsmålene likevel kun 20 unike verdier (40 for menneskelig forstyrrelse). Dette er et lite materiale til å undersøke kurveforløpet for enkelte passasjer eller grupper, slik som i analysen av menneskelige forstyrrelse, og derfor er disse data analysert med kun en glattingskurve for alle passasjene for hver sesong. For å kontrollere at månedsinndeling ikke gir et skjevt bilde av situasjonen har vi også analysert en sesonginndeling, og vi har benyttet kryssvalideringen for å se hvor godt modellene kan forklare den observerte variasjon i antall elgpasseringer.

Analysene viste at mange faktorer påvirket elgens bruk av faunapassasjene, og at de undersøkte faktorer kan forklare en stor del av variasjon (henholdsvis 78% og 93% for måned eller sesonginndeling) i elgens bruk av faunapassasjene (tabell 4.3). De viste også at de undersøkte faktorer fremviste samme effekter i begge tidsvindu, med unntak av snødybden.

Analysen av effekter fra menneskelig forstyrrelse ved passasjene viste at det også var en sammenheng mellom elgens bruk av passasjene og snøforholdene. I den måneds-

Tabell 4.3. Modeller over elgens bruk av faunapassasjene i 2012/2013 analysert med to ulike tidsvindu. Modellen ble utviklet fra alle kameraovervåkede passasjer, inkludert de tre passasjene i Stange.

Tidsinndeling		Måned	Sesong
Antall datapunkt		274	40
Område Romeriksåsen/Stange		0,3	0,16
Område Romerikssletta Vest		0,004	0,0001
Vintersesongen ift barmarksesongen		0,002	-. ¹
Snødybde		<0,001	-. ¹
Menneskelig	Barmark	0,001	<0,001
Forstyrrelse (PDT_{sesong})	Vinter	<0,001	<0,001
Passasjebredden	Barmark	0,001	<0,001
	Vinter	0,006	<0,001
% Tredekning innenfor 50m	Barmark	<0,001	<0,001
	Vinter	0,002	<0,001
% Skog innenfor 1 km	Barmark	<0,001	<0,001
	Vinter	<0,001	<0,001
Modellnøyaktighet (R^2)		78,2%	93,3%

¹ Ikke inkludert i sesongmodellen (ikke signifikant og gav modeller med lavere nøyaktighet).

Referanse: Romerikssletta øst i barmarksesongen.

$Antall\ elg = \alpha + offset(\log(OD)) + r(PassID) + r(PassTidsenhet) + f(MaxSnødybde_s) + f(Område) + f(Sesong) + f_{sesong}(PDT_s) + f_{sesong}(Bredde_s) + f_{sesong}(Tredekning_s) + f_{sesong}(SkogNærmiljø_s)$, der r = tilfeldig effekt, f =fast effekt, OD = observasjonsdager. Senket tekst viser at variabelen inngår i modellen med glattingskurve(r). Sesongmodellen er uten tilfeldige effekter og uten snødybde.

baserte modellen blir både de sesongmessige variasjonene i snøforhold og variasjonen mellom passasjene inkludert, men når dataene analyseres sesongvis er det kun vinterens maksimale snødybde som varierer mellom passasjene. Analysene med flere faktorer viste at med månedsintervall økte elgens bruk vinterstid med økende snødybde ($p < 0,001$), mens med sesonginndelingen var snøfaktoren ikke signifikant ($p = 0,4$). Det indikerer at det er den sesongmessige variasjonen i snødybde mer enn forskjellen i snømengder mellom passasjene som hadde betydning for elgens bruk. I sesongmodellen er derfor snødybde utelatt.

Effekten av de øvrige fire undersøkte kovariater (kontinuerlige variabler) var den samme for begge tidsvindu (måned og sesong), men to av dem viste forskjell kurveforløp mellom sesongene. *Økende menneskelig bruk av faunapassasjene reduserte elgens bruk både i*

barmarksesongen og vinterperioden. Det var ingen forskjell på modeller med og uten sesongvariabelen (F-test; $p=0,9$ sesong). Økende bredde på passasjene førte til økt bruk av elg. Det mønsteret var noe ulikt mellom sesongene, men forskjellen var ikke signifikant (F-test; $p=0,6$ sesong). I det utvidede datasett, der også sporregistreringene er inkludert, inngår flere passasjer og observasjoner gjort over et langt større tidsrom. Men sporregistreringene finnes kun for vinterperioden. Siden analysene av kameradata ikke viste noen signifikant forskjell mellom sesongene for effekten av passasjebredde og menneskelig forstyrrelse har vi i figur form valgt å presentert effekten av disse to faktorer i den utvidede analysen (kap. 4.1.6).

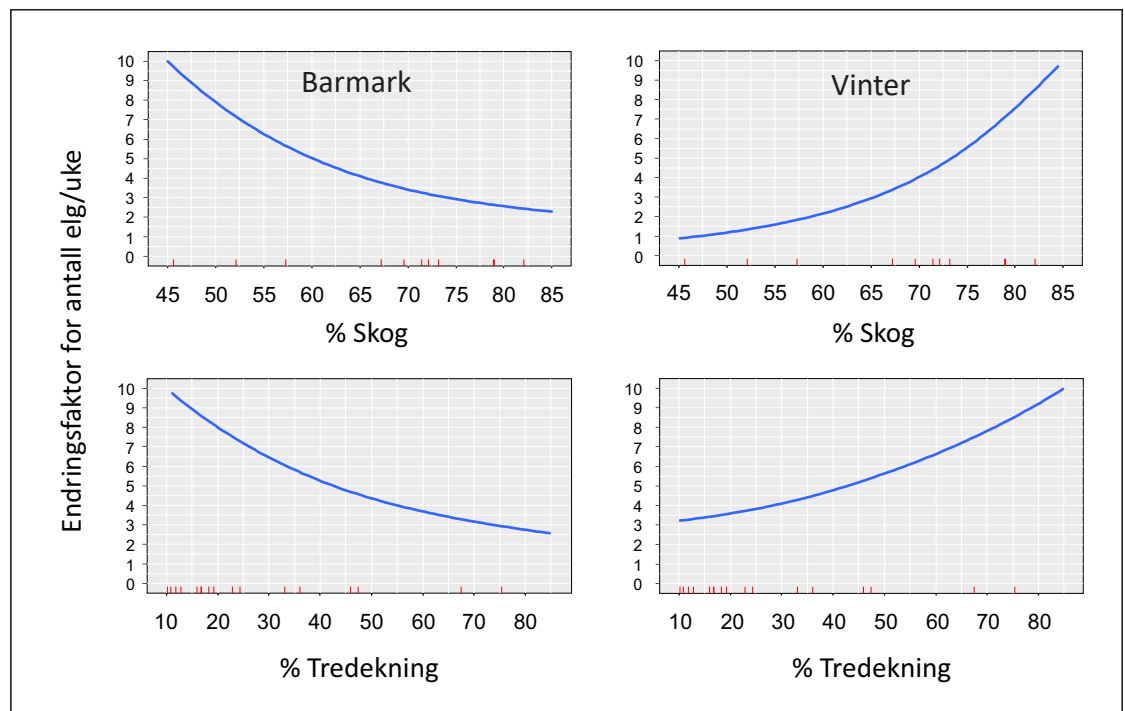
Når det gjaldt effekten av tredekningen innenfor 50 meter og arealdekningen av skog innenfor 1 km viste de motsatt virkning mellom sesongene (figur 4.7). Begge faktorer viste en positiv sammenheng med elgens bruk i vinterstid, mens i barmarksesongen var sammenhengen negativ.

Det er vanskelig å forklare hvorfor effekten av tredekning ved passasjene endres med sesong. Vi forventet at en viss tredekning som gav skjul var en fordel, og at tett med trær

ville gjøre det vanskelig å ferdes i en passasje. At skogarealet i passasjenes nærområde har en positiv betydning for elgens bruk av passasjene vinterstid henger nok sammen med at de i denne tiden beiter kvist og dermed i større grad oppsøker skogrike arealer enn i barmarksesongen hvor beitet er mer variert.

Når det gjelder en eventuell forskjell mellom overganger og underganger må vi være forsiktige i analysene. Brukes en binær variabel som identifiserer over- og underganger, så blir denne signifikant og viser at overganger er langt bedre enn underganger. Men når fauna-passasjene ble planlagt var valg av over- eller undergang ikke tilfeldig. På Romerike ble det valgt å bygge overganger der hvor det tidligere var registrert mye ferdsel av elg om vinteren. I tillegg er det en skjev fordelingen i datamaterialet ved at det på både E16 over Romerikssåsen og på E6 i Stange kun er underganger.

For Romerikssletta, hvor det var en bedre fordeling mellom over- og underganger, var variabelen for passasjetype langt fra signifikant ($p=0,8$) og bruk av den førte ikke til bedring av modellnøyaktighet (F-test; p -verdi = 0,4) i barmarksesongen. For barmarksesongen er det ikke data på hvordan tettheten av elg var



Figur 4.7. Effekten av andel skog i passasjenes nærområde og grad av tredekning på og ved passasjene fordelt på sesong.

i passasjens nærrområde vinterstid.

For vinteren 2012/2013 har vi data fra møkktellingene som gir et estimat på antall elg som oppholdt seg i passasjenes nærrområde den vinteren. Det gjør det mulig å inkludere den relative forskjell i elgtetthet mellom faunapassasjene i modellen. Det vil også vise i hvilken grad elgtettheten påvirker elgens bruk av faunapassasjene, og eventuelt om tettheten påvirker andre faktorer i en vintermodell. For vinterperioden har vi også, for studieområdet på Øvre Romerike, data på mattilbudet i passasjenes nærrområde.

4.1.4 Antall elg ved passasjene om vinteren

Bruk av viltkamera eller telling av dyrespor nærrområdet til faunapassasjer har vært brukt til å kontrollere for varierende tetthet av dyr ved passasjene. Fra møkktellingene kan den relative fordelingen av elg bli estimert på flere måter. Vi kan direkte bruke de plott som befinner seg innenfor en viss avstand fra passasjene og fra dem beregne antall elgruker per arealenheter i skog og deretter multiplisere med skogarealet.

Men vi kan også benytte interpoleringsteknikk eller prediksjonsmodeller til å lage kart som viser hvordan tettheten av elg var fordelt, og fra kartene trekke ut data som viser antall elg i nærrområdet til de ulike passasjer. Med slik tilnærming vil flere plott inngå i tetthetsberegningen. Ved interpolering er benyttet en matematisk utjevning til å beregne verdier i et rasterkart ut fra verdiene i de målte plottene. Vi benyttet standard kriging og fjernet areal som ikke var skog eller myr. Når ruteverdiene fra dette kartet blir summert innen buffersonene gir det et tetthetsestimert omtrent som ved direkte beregning.

Mens interpoleringen legger vekt på de nærmeste plottene vil prediksjonsmodellering benytte alle takseringsplottene til å etablere en sammenheng mellom forekomst av møkk og en rekke andre faktorer i et geografisk informasjonssystem. Fra denne sammenhengen kan det så lages et detaljert rasterkart for studieområdet.

Vi vet ikke hvor stort areal et nærrområde til passasjene bør inkludere. Derfor har vi

Tabell 4.4. Korrelasjoner mellom antall passeringer av elg i 17 faunapassasjer vinteren 2012/2013 og tetthet av elg målt ved taksering av elgmøkk våren 2013. Beregningene er utført i tre avstandsoner fra passasjene.

Målt som	Næromr. (m)	Kor. ¹
Direkte estimat ²	500	0,51
	1000	0,70
	1500	0,76
Geostatistisk interpolering (kriging)	500	0,50
	1000	0,72
	1500	0,73
Prediksjonsmodell fra habitat assosiasjoner	500	0,49
	1000	0,65
	1500	0,61

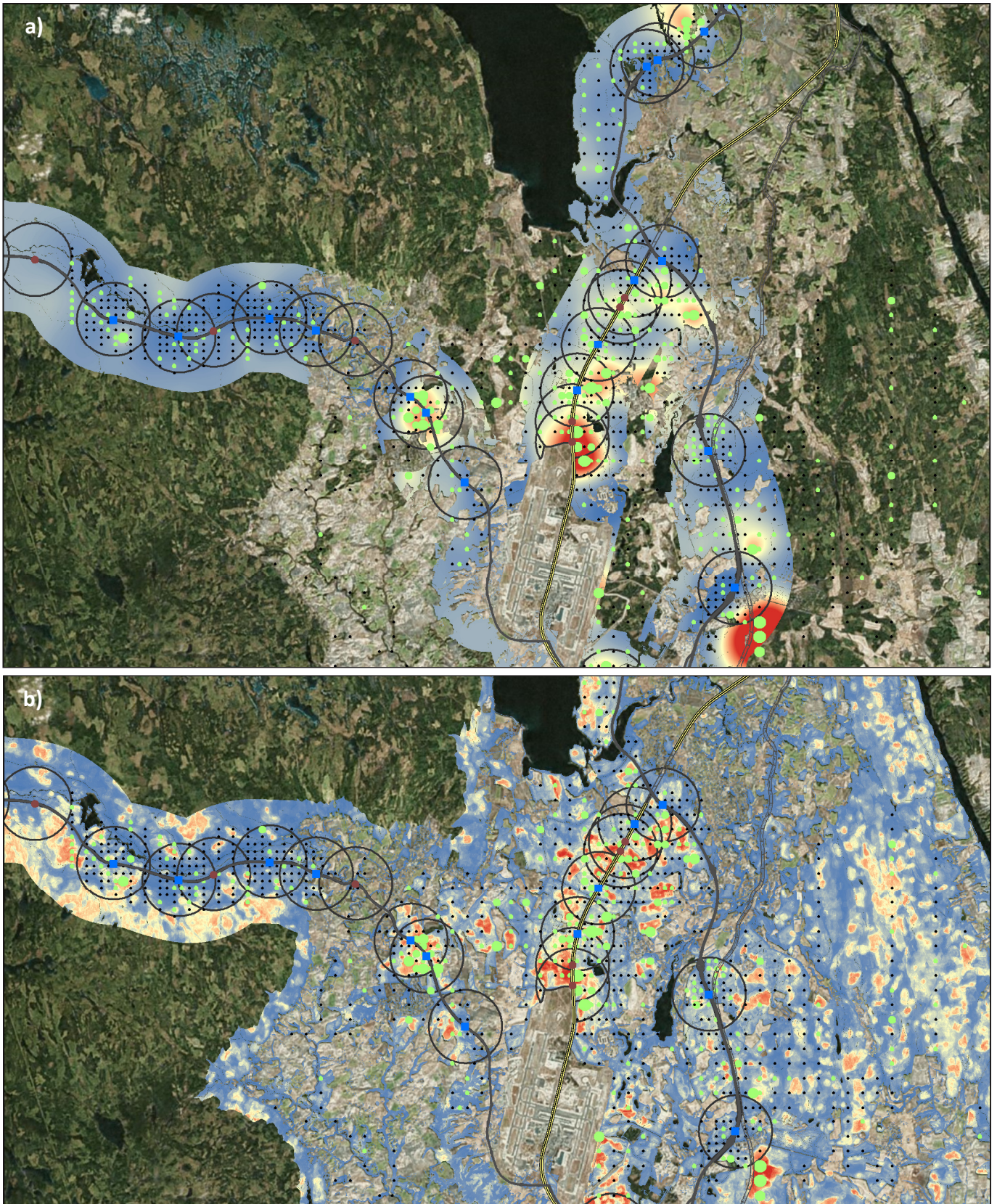
¹ Pearsons korrelasjonskoeffisient.

² Antall møkkruker/ taksert skogareal · skogarealet i nærrområdet.

beregnet antall elg innenfor sirkulære areal begrenset til 500, 1000 og 1500 meter fra passasjene. Ser vi på hvordan de tre ulike beregningsmetodene er korrelert med elgens bruk av passasjene antyder det at direkte estimat og interpolering er å foretrekke fremfor bruk av en prediksjonsmodell (tabell 4.4).

Resultatet fra prediksjonsmodellen, som viser elgens arealbruk, gir mye det samme bildet som interpoleringen, bortsett fra på sørsiden av E16 over Romeriksåsen (figur 4.8a). Ut fra kjennskapet til området og med data fra GPS-enheter på elg har vi grunn til å tro at arealbruksmodellen (figur 4.8b) gir for høye verdier i dette området. Av denne grunn og fordi kvistbiomassen inngår som en av variablene i modellen over elgens arealbruk velger vi å gå videre med beregning av tetthet direkte og ved interpolasjonsmetoden.

Når det gjelder størrelsen på et nærrområde indikerer korrelasjonskoeffisientene at arealet innenfor 500 meter fra passasjene blir for lite. For å undersøke dette nærmere har vi sett på hvordan tettheten av møkk ble påvirket av antall kontrollerte ruter. Til det har vi beregnet hvordan variasjonen endres med materialstørrelsen målt i prosent av variasjo-



Figur 4.8. Forekomst av elgmøkk beregnet fra geostatistisk interpolering (kriging) av tettheten målt i hver prøverute (øverst) og fra en prediksjonsmodell som inkluderer 8 ulike habitatvariabler (nederst, se kapittel 4.4). Måleflater uten møkk er markert med svarte prikker og flater med møkk i grønt med økede størrelse etter antall møkkruker. En sirkel på 1 km radius rundt passasjene er tegnet inn. Passasjer med viltkamera er merket blått og passasjer med kun spor-data i brunt. Forekomst av elgmøkk varierer fra rødt (høy verdi) til mørkeblått (lav verdi). Bakgrunn: RapidEye-scene fra juni 2013.

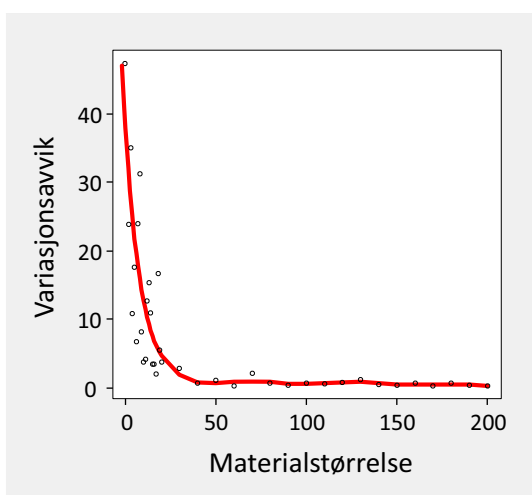
nen for hele datamaterialet på 1184 målte flater. Tetthetsestimaterne ble stabile først ved ca 20 måleflater (figur 4.9). Med en buffersone på 500 meter er det ingen passasjer som hadde 20 målte ruter, mens når radius ble utvidet til 1 km hadde 16 av de 17 passasjene det. Ut fra dette har vi som nærområde valgt å utelukke det minste området.

For å få tallverdier som er mer meningsfulle enn antall møkkruker har vi beregnet antall elg ved passasjene (se kapittel 3.2.2.) Omregningen til antall elg påvirker ikke modellresultatet da det kun er en multiplikasjon for alle passasjene.

4.1.5 Betydningen av antall elg i passasjenes nærområde

Til undersøkelsen av hvilken betydning antall elg ved passasjene har på elgens bruk av faunapassasjene og for effekten av øvrige påvirkningsfaktorer har vi brukt datasettet fra Øvre Romerike og kun vinterperioden. Vi har analysert vinterperioden med en inndeling i de 5 vintermånedene (106 observasjoner) og en inndeling der alle observasjoner av elg for de 5 månedene ble summert (17 observasjoner). I statistiske sammenlikninger har vi presentert resultatet fra månedsanalyse, så sant dette ikke avvek vesentlig fra sesonginndelingen. I så fall er resultatet fra begge tidsvinduer presentert.

Til å undersøke i hvilken grad den relative tetthet av elg i passasjenes nærområde påvirket de øvrige faktorer er en variabel for antall elgdøgn inkludert i de mest optimale modellene. Ved å inkludere informasjon om elgtettheten kan dette bli analysert som en rate mellom antall passeringer av elg i forhold til antall elg i nærområdet. Analysert som en rate er det vanlig å spesifisere eksponeringsvariabelen som en offset. Det korrigerer for den mulighet en hendelse har til å opptre, men det forutsetter at effekten er konstant og ikke blir påvirket av endringer i for eksempel adferd. For en estimert variabel som tettheten av elg kan det tenkes at elgens adferd ved passasjene blir påvirket av antall elg som er i området gjennom en læringseffekt. I tillegg er tetthetsvariabelen et uttrykk for antall elg innenfor en viss avstand fra passasjene, uten hensyn til eventuelle fysiske hindringer. Det kan føre til at det reelle nærområdet for noen av passasjene er mindre



Figur 4.9. Analyse av hvordan nøyaktigheten fra møkkteilingene endres med antall telte ruter. For hver økning i materialstørrelse er 10 ruter trukket ut tilfeldig fra totalmaterialet på 1184 ruter. Deretter er variasjonen beregnet som prosent av variasjonen i hele datasettet og uttrykt som et gjennomsnittlig prosentavvik.

enn det beregnede. Av disse grunner er estimatet for antall elg i nærområde brukt som en vanlig kovariat i modellen og ikke som en offset-variabel. Det kan også tenkes at antall elg som bruker passasjene blir først påvirket av tettheten i nærområdet når denne kommer over et visst nivå.

Resultatet fra den mest optimale modell er presentert i tabell 4.5. Det var liten forskjell om antall elg i nærområdet ble beregnet ved direkte estimat sammenliknet med bruk av interpolering ($p=0,6$), og valget av beregningsmetode påvirket lite form og signifikans for de øvrige variablene. Videre gav en nærområdegrense på 1,5 km generelt bedre modeller enn en grense på 1 km, men forskjellen var ikke stor.

Variablene «prosent andel skog» og «kvistbiomassen» var såpass korrelerte (verdier over 5 i en variasjons-inflasjonsanalyse) at vi har valgt å ikke inkludere dem i samme parametriske modell. I stedet har vi undersøkt hvilken av disse variabler som gir den beste modellen. Med kvistbiomassen i modellen var tredekning ikke signifikant ($p=0,5$). Bruk av kvistbiomasse i modellen istedenfor tredekning og skogandel gav en noe bedre forklaring

Tabell 4.5. Modeller over elgens bruk av de kameraovervåkede faunapassasjene på Øvre Romerike i vintersesongen 2012/2013.

Tidsinndeling:	Måned (n=106)		Sesong (n= 17)	
	Uten	Med	Uten	Med
Bruk av tetthetsvariabel:				
Område Romerikssletta Vest (B)	0,01	0,02	0,1	0,02
Område Romeriksåsen (C)	0,14	0,2	0,01	0,2
Snødybde	<0,0001	0,0007	-	-
Kvistbiomasse innenfor 1,5 km	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,016
Passasjebredde	<0,001	0,006	0,05	0,0008
Menneskelig forstyrrelse (PDT _{passasje})	<0,0001	<0,0001	0,002	0,0003
Antall elg innenfor 1,5 km	-	0,02	-	0,01
Modellnøyaktighet (R ²) ¹ :	85,5	85,5	96,8	96,7

¹ Beregnet basert på 7-fold kryssvalidering repetert 10 ganger. Det gir for sesonginndelingen modeller bygget på 14 og 15 observasjoner (passasjer) i hvert utvalg og evaluert på 2 -3 passasjer. Referanse er Romerikssletta øst (A). Spesifikasjon av månedsmodellen med tetthetsvariabelen: $\log(\text{antall elg}) = \text{offset}(\log(\text{OD})) + \text{faktor}(\text{Område}) + \text{MaxSnødybde}_p + \text{Bredde}_p + \text{MinBiomasse}_p + f(\text{PDT}_p) + f(\text{Elgtetthet}_p) + r(\text{PassID}) + r(\text{Månedsnr})$, f =glattingsfunksjon, r = random effekt. Senket tekst viser at det inngår flere passasjer). OD = observasjonsdager.

ringsgrad, og en statistisk signifikant forskjell (F-test; $p=0,01$). Modeller der biomassen ble beregnet for bare den side der mattilbudet var minst gav bedre resultat enn å bruke biomassen samlet for begge sider.

Antall elg i passasjenes nærområdet viste en signifikant sammenheng med antall passeringer av elg i passasjene (t-test; $p<0,02$ i begge tidsvindu; tabell 4.5), men inkludering av tetthetsvariabelen forbedret ikke modellresultatet (F-test; $p_{\text{sesong}} = 0,1$; $p_{\text{mnd}} = 0,95$).

En nærmere kontroll av sammenhengen mellom antall elg ved passasjene og elgens bruk av dem viste at den høye tettheten av elg ved passasjene Flatnertjern og Furuvegen på Gardermobanen (figur 4.3) påvirket sterkt resultatet. Dersom disse to passasjene blir holdt utenfor modellen er det ikke lengre noen sammenheng mellom tetthet av elg i passasjenes nærområde og elgens bruk av faunapassasjene ($p=0,4$).

Dette indikerer at ved lave til moderate tettheter av elg i passasjenes nærområde har antall elg i nærområdet liten betydning for bruken av passasjene, mens når elgtettheten blir høy får antall elg en effekt. Dette styrker antakelsen om at det oppstår en viss «smitteeffekt» når mange elg bruker en passasje.

Men det viktigste i denne sammenheng

var nok at selv når passasjene Flatnertjern og Furuvegen inngår i regresjonsmodellen fører en korreksjon for antall elg i passasjenes nærområde ikke til større endringer i de øvrige forklaringsfaktorer, verken når det gjaldt p-verdiene eller glattingskurvenes form.

I tillegg må bemerkes at faktorene menneskelig forstyrrelse, passasjebredde og mattilgang sammen med snødybder kan gi en meget god forklaring på hvor mye faunapassasjene blir brukt av elg. For modellen med månedsvis observasjoner var R² på 85% og samlet for en vintersesong på 97%. For månedsvis observasjoner vil en modell uten data om snødybde redusere forklaringsgraden til 73,3%.

Videre må det påpekes at det er en sammenheng mellom tettheten av elg vinterstid og kvistbiomassen ($r=0,52$, $\text{VIF}=1,4$). Dermed vil biomassevariabelen fange opp en del av variasjon i elgtetthet mellom passasjene. Sammenhengen førte for eksempel til at signifikansnivået for biomassevariabelen ble noe redusert når antall elg i nærområdet var inkludert i modellen. Bruk av biomassevariabelen i modellene gav et bedre resultat enn når denne variabelen ble erstattet av antall elg i nærområdet ($R^2=97,0\%$ mot $94,0\%$).

I kapittel 4.1.3 undersøkte vi om det var noen forskjell i elgens bruk av overganger i

forhold til underganger i barmarksesongen. For å undersøke dette vinterstid inkluderte vi i modellen en binær variabel for passasjetype, slik som for sommerdataene, og elgtettheten i passasjenes nærområde. Identifikasjonsvariabelen var signifikant i månedsmodellen, men inkluderingen av den gav ingen forbedring av modellene (F-test; p-verdi = 0,3). Kamera-materialet er nok for lite til å fange opp eventuelle forskjeller mellom over- og underganger.

Denne analysen har vist at antall elg i passasjenes nærområde har mindre påvirkning på elgens bruk av dem enn forventet. *Resultatet indikerer at modeller over antall passeringer av elg i faunapassasjene uten korreksjon for tettheten av elg ved dem vil likevel gi et riktig bilde av effekten på faktorer som påvirker elgens bruk.*

4.1.6 Analyse av data fra viltkamera og sporregistreringer

4.1.6.1 Datamaterialet

Dersom vi slår sammen alle registreringer som er gjort over elgens bruk av faunapassasjene på Øvre Romerike mellom 1999 og 2013 øker det datamaterialet fra 1 til 9 vintersesonger og inkluderer 11 passasjer som ikke ble overvåket med viltkamera. Dette sammenslåtte materiale åpner for at flere variabler kan bli undersøkt og gi mer generaliserbare resultat, men siden sporregistreringene er kun gjort vinterstid vil analyser av dette utvidede datasettet bli begrenset til vinterperioden.

Dessverre ble det i perioden med sportellinger i faunapassasjene kun gjennomført møkktellinger i to av årene. Det fører til at vi med det sammenslåtte materialet må analysere hvordan ulike faktorer påvirker elgens absolute bruk av passasjene og ikke den relative bruken (i forhold til elgtettheten ved passasjene). Ut fra resultatet av undersøkelsene i kap 4.1.5 vil det likevel gi et fullgodt bilde på effekten av de ulike påvirkningsfaktorer. Dessuten fanger biomassevariabelen opp en del av variasjonen i tettheten av elg.

Elgbestanden i området har endret seg i løpet av overvåkingsårene, og utviklingen har vært forskjellig i elgforvaltningsområdene vest og øst for E6 (se delrapport 1). Vi vet ikke hvor-

dan bestandsendringene har påvirket antall elg som vinterstid har oppholdt seg i passasjenes nærområde. Derfor har vi inkludert bestands-estimatene fra «SettElg» i analysemodellene, og ut fra samme argumentasjon som ved estimatene fra møkktellingene er disse data brukt som en vanlig kontinuerlig variabel (kovariat) og ikke som en offset variabel. I perioden med sportellinger har vi også data på når og hvor mange siloballer som er blitt lagt ut ved de ulike passasjene, og snøforhold fra seNorge-data.

Datamaterialet har observasjoner av elg ukentlig (spor) eller oftere (kamera) og eksakt dato for når siloballer ble lagt ut og daglige estimat for snøforholdene. Med ukeseintervall er det stor variasjon i elgens bruk av passasjene. Effekten av å plassere ut siloballer og endringene i snødybden har en relativ kortvarig virkning, slik at en summering for hele vintersesongen kan kamuflere effekten av disse variablene. Vi har derfor valgt å analysere materialet med månedlige tidsintervall.

Siden noen måneder har få observasjonsdager, enten på grunn av kamerasvikt eller fordi start/slutt på en registreringssesong inntraff seint eller tidlig i kalendermåneden, har vi tatt ut alle måneder med mindre enn 15 observasjonsdager. Kombinasjonen av de to datasettene økte datamaterialet fra 106 månedsobservasjoner med bare kameradata til 477 i det sammenslåtte datasettet.

I forhold til analysen med bare kameradata, inkluderer denne analysen både alder etter åpning og snøforholdene i øvre deler av Romeriksåsen, i tillegg til data om ekstra føring. Effekten av snø kan bli uttrykt på flere måter, og vi vet ikke hva som har mest betydning for elgens trekk. Derfor har vi sett på den maksimale snødybden hver måned, antall dager til snødybden når henholdsvis 40, 50 og 60 cm og antall dager i vintersesongen med snødybde over henholdsvis 40, 50 eller 60 cm i de tre høydesonene (se side 21).

Det viktigste i analysen har vært å undersøke effekten av variabler vi kan tenke påvirker elgens bruk av faunapassasjer, og i mindre grad utvikle en modell for å beregne fremtidig bruk eller bruk andre steder. Fokus er dermed på signifikansen av de variabler som inngår og variablenes forløp. I analysene har vi valgt å

benytte parameteriserte kurvlineære modeller (GAM), og på grunn av repeterende målinger av hver passasje og måned er passasje ID, måned og år inkludert i modellen som tilfeldige effekter i et krysssett oppsett.

I parametriske modeller må modellens struktur bli fastsatt på forhånd (additive kontra multiplikative effekter og interaksjoner). Men parametriske metoder er følsomme for bruk av korrelerte variabler, slik som for snødataene. En variasjons-inflasjonsfaktor analyse (VIF) gir et mål på hvor mye variasjonen i hver regresjonskoeffisient er påvirket av de andre variablene sammenliknet med når det ikke er noen lineær sammenheng mellom dem. VIF-verdi lik 1 indikerer ingen korrelasjon. I modellene har vi valgt å unngå kovariater som gir VIF-verdier større enn 2,5. Slik høy korrelasjon finner vi mellom bredde og forholdet bredde/lengde og passasjens åpenhet, samt mellom arealandel skog og kvistbiomassen, og mellom en rekke av snøvariablene.

4.1.6.2 Identifisering av betydningsfulle variabler

For å velge ut de mest relevante variablene blant de korrelerte variablene har vi valgt å benytte en maskinlæringsalgoritme. I en slik algoritme blir den endelige modell «lært opp» av dataene og ikke definert på forhånd, slik som for parametriske modeller. Nøyaktigheten av slike modeller er ofte målt ved hjelp av kryssvalidering for å unngå at den blir målt

Elgens arealbruk og forflytninger påvirkes av snøforholdene, men det er vanskelig å vite hvilke snøvariabler som har størst betydning.



Foto: Lars Krempig

på de samme data som er benyttet til å bygge modellen.

Blant maskinlæringsalgoritmene har vi brukt «Boosted Regression Tree» (BRT), en trebasert algoritme som gjennom en iterering optimaliserer informasjonen i «vanskelige» variabler (Friedman 2002, Elith 2008, Ridgeway 2015). På samme måte som for en kurvlineær modell kan sammenhengene i en BRT-modell være både lineære og kurvlineære og inkludere interaksjoner. Siden modelloppsettet ikke blir spesifisert med BRT-algoritmen, er den svært egnet til å identifisere hvilke variabler som kan ha størst betydning for resultatet, også i et datasett med mange korrelerte variabler. Ved bruk av BRT-algoritmen er det heller ikke nødvendig å ta hensyn til ekstreme verdier. Men algoritmen er ikke like godt egnet som parametriske modeller til å undersøke effekten av de ulike variabler.

Screeningen viste at blant de snørelaterte variablene hadde snødybden ved passasjene litt større innvirkning enn mengden nysnø, og når det gjaldt snøforholdene i ulike høydelag av Romeriksåsen var det snødybden i de øvre deler (600 moh) som hadde størst betydning (tabell 4.6). Videre var biomassevariablen viktigere enn arealandelen skog og passasjebredde viktigere enn bredde/ lengde-forholdet.

De innledende analyser av kameradata viste at elgens bruk av faunapassasjene fulgte et tids- og stedsrelatert mønster (kap 4.1.2). Screeningen av det utvidede datasettet viste at også disse data vil dra nytte av en områdeinndeling i analysene. I tillegg må det i analysene bli tatt hensyn til hvordan dataene er samlet inn (kamera kontra spor).

4.1.6.3 Effekt av ulike påvirkningsfaktorer

Spesielle hensyn

Når kurvlineære modeller benyttes for å undersøke effekten av ulike faktorer på elgens bruk av faunapassasjer, er det spesielt viktig at glattingskurvene blir beregnet fra korvariater hvor dataverdiene har en fordeling uten større opphold. Større opphold i dataverdiene vil lettest oppstå når antall datapunkt er få. For eksempel varierer faktorer som uttrykker egenskaper ved passasjene eller forhold

Tabell 4.6. De viktigste variabler identifisert i en beslutningstreanalyse.

Grupper av påvirkningsfaktorer	Antall variabler	Størst betydning
Snø ved passasjene Snødybde og nysnømengde	2	Snødybde
Snø i Romeriksåsen i tre høydesjikt 3 høydenivå i 3 kategorier med 3 nivå	22	Snødybde ved 600 moh
Passasjerrelaterte Bredde, bredde/lengde, over-/undergang	4(3)	Bredde
Forhold i nærområdet Biomasse og arealandel skog	2	Biomasse

i passasjenes nærområde bare med antallet faunapassasjer i modellen.

Forstyrrelse er i denne analysen betraktet som en egenskap ved passasjene. I materialet er det mange passasjer som ble lite brukt av folk og noen få som ble mye brukt. Dermed mangler data for middels forstyrrelse (mellom 4-10 PDT). Noe tilsvarende gjelder for variabelen alder etter åpning. Undersøkelsene av hvordan elgen brukte faunapassasjene på Øvre Romerike ble utført i noen år etter bygging av E16 mot vest og Gardermobanen, og så ble det et lengre opphold før ny overvåking med viltkamera i ett år. Når det gjelder siloballer ble disse lagt ut ved passasjene i noen vintre etter utbyggingen, men bare ved passasjene på E16 mot vest og Gardermobanen mellom flyplassen og nord til E6 (Romeriksåsen og Romerikssletta vest).

I analysene har vi som utgangspunkt benyttet kovariatene som fremkom best i screeningen og beregnet et kurveforløp for hvert av de tre delområdene. Dersom glattingskurvene for to områder hadde samme forløp er de slått sammen så sant det ikke førte til en signifikant reduksjon i modellens nøyaktighet.

For faktorene menneskelig forstyrrelse, alder og utføring er det tatt hensyn til hvordan dataene har blitt innsamlet og hvordan dataene blir fordelt ved gruppering. Dette er nærmere forklart under beskrivelsen av hver variabel. Tredekningen ved passasjene ble målt ved bruk av flybåren LiDAR. Slike data har vi ikke fra den første registreringsperioden (1999-2007), og selv om vi tilbakeberegner høydetilveksten vil usikkerheten i målingene øke med antallet år mellom registreringene

og LiDAR-opptakene. Vi har derfor valgt å ikke inkludere variabelen for tredekning ved passasjene i analysene av det utvidede datasett.

I analysen ville det vært naturlig å først identifisere den beste modellen og deretter undersøke hvilke variabler som bidrar mest til modellens samlede nøyaktighet. Riktigheten av en slik dekomponering er avhengig av hvordan data er samlet inn og analysert i modellene. Hvis dataene hadde vært innsamlet tilfeldig og uten skjevheter i hvordan forklaringsvariablene var innhentet, vil hver enkelt variabels tilskudd til den samlede nøyaktighet sannsynligvis reflektere den reelle situasjonen. Når dette ikke er tilfelle, slik som for eksempel når kun noen passasjer har verdier innenfor det verdiområdet som har betydning for elgens valg, vil en dekomponering av den samlede nøyaktighet kunne gi feil resultat.

Med dette datamaterialet har vi derfor ikke gjort forsøk på å beregne hvor mye hver enkelt variabel bidrar til modellens samlede nøyaktighet. Vi har begrenset oss til å undersøke hvilke variabler som gir den beste modellen, hvor sannsynlig det er at de har en sammenheng med elgens bruk og hvordan denne sammenhengen ser ut.

I utviklingen av den endelige faunapassasjemodellen undersøkte vi: 1) mulig påvirkning fra ekstremverdier, 2) muligheten til å inkludere i analysen to passasjer med trafikkert veg, 3) effekten av bestandsendringen som hadde skjedd i undersøkelsesperioden, 4) betydningen av observasjonsmetode, 5) betydningen av jernbane i forhold til veg og 6) effekten av undergang i forhold til overgang.



Ekstremverdier

I datasettet var det en observasjon som hadde spesielt høy verdi for Cooks avstandsmål, og dermed en sterkt effekt på modellen. For ytterligere å kontrollere dette kjørte vi modeller med årstall som en kategorisk variabel for de passasje der det var både spor og kameraregistreringer. Observasjonene ved Flatnertjern i 2013 skilte seg ut fra de øvrige. Ved denne overgangen har det hvert år blitt registrert spesielt mange passeringer av elg. De tre høyeste verdiene for antall månedlige elgpasseringer var fra denne overgangen i 2013 (verdiene 112-134-228). Datapunktet fra mars med 228 elgpasseringer gav den høye verdien for Cooks avstandsmål. Trolig er det slik at når det blir svært mange passeringer i en passasje vil vi ved ukentlige sporkontroller ikke oppdage alle sporene. Denne ene observasjonen er tatt ut av analysesettet.

Faunapassasje kombinert med veg

Når faunapassasjer blir bygget kommer det ofte opp behov for å kombinere disse med en lokal veg. To av de overvåkede passasjene, undergang på E16 ved Breen bro og passasjen der Aurvegen går over Gardermobanen, er lokalisert i tilknytning til trafikkerte veger. For disse finnes informasjon fra Statens vegvesen om ÅDT (antall kjøretøy som passerer i døgnet uttrykt som et årlig gjennomsnittlig). Den kommunale vegen (Kv 1170) som går ved siden av Breen bro har ÅDT på ca 200, mens fylkesvegen (Fv 461) over Gardermobanen har ÅDT på 500. Dette er lave trafikk tall, men likevel en bruksintensitet langt høyere enn passasjene uten trafikkert veg. Vi har undersøkt om disse to faunapassasjene, i kombinasjon med en faktor som identifiserer dem, kan inngå i en modell med de øvrige

Den binære variabelen som identifiserte de to passasjene med veg var signifikant ($p=0,007$). Inkludering av de to passasjene påvirket lite signifikansnivået eller forløpet for de øvrige kovariater. I den endelige faunapassasjemodellen har vi inkludert data fra de to passasjene, og kodet dem med en egen verdi (se tabell 4.9). For faunapassasjene med de trafikkerte vegene var elgens bruk redusert med 80% sammenliknet med passasjene uten menneskelig forstyrrelse.

Bestandsendring i undersøkelsesperioden

Siden kun de vestre passasjene ble overvåket over flere år har vi undersøkt effekten av å inkludere den årlige bestandsstørrelsen i modellen med egne glattingskurver for de vestre og østre passasjer. Det var ingen signifikant sammenheng mellom bestandsstørrelsene slik de ble estimert fra observasjoner under høstjakten og elgens bruk av passasjene vinterstid ($p>0,6$). Inkludering av bestandsvariabelen førte heller ikke til noen forbedring av modellen. *Dette tyder på at målingene av høstbestand i sommerområdene i liten grad reflekterer antall elg i passasjenes nærområde om vinteren.* Ut fra dette har vi ikke inkludert «SettElg»-data over høstbestanden i passasjemodellen.

Betydning av observasjonsmetode

For å kunne benytte spor- og kameradata i samme analyse må vi kontrollere om det er forskjeller mellom disse observasjonsmetodene. En forskjell kan fremkomme ved at metodene har ulik oppdagbarhet eller ved at viltkameraene ble plassert i de beste passasjene. Til å undersøke dette har vi benyttet en variabel som identifiserte om observasjonene kom fra passasjene som ikke fikk montert kamera, kamerapassasjene før bruk av kamera (sporregistreringene) og de samme passasjer med bruk av kamera. Vi har også sammenliknet denne tredelte variabel med en binær variabel for kun observasjonsmetoden (kamera/spor).

Bruk av en tredelt variabel gav en modell med noe bedre tilpasning til dataene enn modeller med en binær variabel eller uten denne variabelen, men ingen av gruppene gav signifikant forbedring av modellen (F-test; $p>0,24$). Formen på glattingskurvene for de øvrige variabler ble ikke endret ved inkludering av en variabel for observasjonsmetode. Derfor har vi i den endelige modellen ikke inkludert noen variabel som identifiserer observasjonsmetoden.

Trafikkåre

Vi har undersøkt om det er noen forskjell mellom veg og jernbane ved å inkludere i modellen en binær variabel som identifiserte type av trafikkåre. Variabelen var ikke signifikant ($p=0,7$) og inkluderingen forbedret ikke modellen. Informasjon om trafikkåre er derfor ikke

inkludert i faunapassasjemodellen.

Det ser dermed ut til at elgens bruk av faunapassasjer er lite påvirket av om de er ved jernbane eller veg, så den forskjell det er i størrelse og trafikk tetthet mellom tog- og biltrafikk har hatt liten betydning for elgen. En årsak til det kan være at det på de kontrollerte overganger er bygget voller for å redusere både trafikkstøy og innsyn til trafikklørene.

Over- eller underganger

Ved utbygging av nye trafikklører er det av interesse å vite om det er noen forskjell i elgens bruk av over- eller underganger. I Canada er det funnet at elg foretrekker å bruke overganger fremfor underganger (Clevenger 2011). Vi har undersøkt dette ved å se om inkludering av en binær variabel for passasjetype gav en bedre tilpassing til dataene enn en modell uten. Identifikasjonsvariabelen var signifikant ($p=0,03$), og modellen med den bedre (F-test; $p = 0,01$). Parameterverdien uttrykte at underganger ble brukt mindre enn overganger.

Men som tidligere påpekt ble det i planleggingen av E16 mot vest og Gardermobanen valgt å bygge tre større overganger og en stor undergang til steder der det på forhånd var registrert mye aktivitet av elg. I tillegg finnes det kun underganger på E16 over Romeriksåsen, en strekning hvor det også før utbygging ble registrert få passeringer av elg.

Tar vi vekk E16 over Romeriksåsen og de fire passasjer som ble planlagt der antall elgspor var størst før utbygging blir den binære identifikasjonsfaktor for passasjetype langt fra signifikant ($p=0,8$), og selv med bare de fire passasjene fjernet var den binære variabel ikke signifikant ($p=0,7$). Vår konklusjon er derfor at selv med det utvidede datasettet fra Øvre Romerike er det vanskelig å se noen markert forskjell mellom underganger og overganger. I den endelige modellen er derfor variabelen som beskriver passasjetype *ikke inkludert*.

Beste modeller

De modellene som best forklarte elgens bruk av passasjene forklarte over 85% av variasjonen målt ved 10-fold kryssvalidering, og inkluderte 7 variabler (fiksede effekter). Valg av nærområdegrense på 1 km for beregning av beitetilbudet reduserte modellnøyaktigheten

med bare 0,1 % sammenliknet med bruk av 1,5 km som grense. Tilsvarende gav bruk av månedsnummer istedenfor snødybde ved passasjene en økning i modellnøyaktighet på 0,2% uavhengig av grensen for nærområdet. Valget av nærområdegrense eller månedsnummer kontra snødybden ved passasjene endret lite på effekten av de øvrige variabler. Siden de fire modellene var så like har vi begrenset presentasjonen til modellen der beiteressursene ble beregnet innenfor 1 km avstand fra passasjene og med snødybde ved passasjene

Tabell 4.7. Modell for elgens bruk av faunapassasjene vinterstid. Tabellen viser parametere og signifikansnivå for en modell med nærområdegrense 1 km og snødybde ved passasjene. Se teksten. $R^2= 85,2\%$

Lineære variabler	Estimat	S.F.	t-verdi	Pr(> t)	Sign. nivå
Skjæringspunkt	-1,425	0,298	-4,777	< 0,001	***
PDT gruppe 1-4	-0,643	0,353	-1,823	0,069	.
PDT gruppe 10-40	-1,595	0,397	-4,018	< 0,001	***
PDT gruppe Veg	-1,892	0,508	-3,725	< 0,001	***
Utføring: V	0,076	0,022	3,407	< 0,001	***
Utføring: Ø	0	0			

Glattingkurver	Estimert df	F-verdi	p-verdi	Sign. nivå
PassID (r)	7,437	0,545	0,016	***
År og månedsnr (r)	29,61	2,068	< 0,001	***
Kvistbiomasse 1,0 km	1,208	9,124	<0,001	***
Alder etter åpning: V	2,020	39,66	<0,001	***
Alder etter åpning: Ø	<0,001	0	0,710	
Snødybde 600moh: RÅ	2,432	2,624	<0,001	***
Snødybde 600moh: RSV	2,775	20,97	0,003	**
Snødybde 600moh: RSØ	1,684	2,304	0,031	*
Snødybde pass: RÅ	1,453	1,552	0,006	**
Snødybde pass: RSV	1,008	5,102	0,029	*
Snødybde pass: RSØ	<0,001	0	0,636	
Passasjebredde: RÅ	2,290	10,11	0,003	**
Passasjebredde: RS	3,414	14,24	0,009	**

Sign.nivå: . = 0,1 - 0,05; * = 0,05 - 0,01; ** = 0,01 - 0,001; *** < 0,001

Forkortelser: V: Romeriksåsen og Romeriksletta vest, Ø: Romeriksletta øst,

RÅ: Romeriksåsen, RSV: Romeriksletta vest, RSØ: Romeriksletta øst,

RS: Romeriksletta. S.F. = standard feil. r = tilfeldig variabel.

Merk at det var ingen passasjer med PDT-verdier mellom 4-10 (se tabell 4.10).

Referansenivå for menneskelig bruk er PDT-gruppe 0-1.

Tabell 4.8. Størrelsesforhold blant de undersøkte faunapassasjer.

Passasjetype	Bredde			Bredde/Lengde		Åpenhet	
	N	Snitt	Min-Maks	Snitt	Min-Maks	Snitt	Min-Maks
Overganger	7	38	21-53	0,8	0,5 - 1,3	-	-
Underganger ¹	21	40	3-240	2,6	0,2 - 8,9	12	0,6 – 42

inkludert i modellen (tabell 4.7). For å kontrollere om det var en romlig avhengighet som ikke ble fanget opp av variablene i modellen beregnet vi variogram fra residualene. Plott av disse viste ingen mønstre som tydet på noen romlig avhengighet.

Siden det ikke var noen modell som skilte seg markert ut med hensyn på nøyaktighet har vi i figurene 4.10 - 4.14 beregnet et veiet gjennomsnitt av de 4 beste modellene vektet fra deviance-verdien (AIC beregnes ikke for quasi-poisson modeller). Vektingen ut fra nøyaktighetsmålet hadde liten virkning, siden modellene var så like.

I figurene er det, dersom annet ikke er spesifisert, tatt utgangspunkt i passasjer uten menneskelig forstyrrelse (PDT-verdi 0-1) og uten utplassering av siloballer. Tilsvarende er de øvrige variabler holdt nær sitt gjennomsnitt, dvs. alder er satt til 4 år, snødybde 600 moh til 55 cm, snødybde ved passasjene til 40 cm, månedsnummer til februar, passasjebredde til 35 meter og kvistbiomasse til 5 kg/da.

Passasjens størrelse, form og type

Størrelsen på en faunapassasje påvirker byggekostnadene, og er ansett å ha stor betydning også for hvor mye en passasje blir brukt av hjortevilt (luell 2005). Derfor har Statens vegvesen gitt anbefalinger for både passasjebredde og forholdet mellom bredden og lengden, og for underganger også høyden. For overganger anbefales en bredde for hjortevilt på minst 40 meter og et forhold mellom bredde og lengde på minst 0,8. For underganger er det anbefalt en bredde på minst 12 meter, minimum 4 meters høyde og en åpenhet (bredde · høyde / lengde) på minst 1.5.

I det utvidede datasett er det god variasjon i disse måltallene (tabell 4.8). Men den sterke sammenhengen mellom passasjebredde og forholdet bredde/lengde ($r=0,8$, $VIF=6,4$) og for underganger med en indeks for åpenhet

($r=0,56$, $VIF=12$) gjør at disse kovariatene ikke bør inngå i samme regresjonsmodell. Isteden har vi undersøkt modeller der variabelen for passasjens bredde er erstattet med bredde/lengde-forholdet og for underganger med åpenhetsindeksen.

Siden vi ikke fant noen forskjell mellom over- og underganger er effekten av passasjebredden først undersøkt med egne glattingskurver for hvert delområde. De 9 undergangene på E16 over Romerikssåsen viste et annet mønster enn passasjene i delområdene på Romerikssletta (13 og 7 passasjer). I passasjene på Romerikssåsen avtok elgens bruk med økende passasjebredde for så å øke ved ca 20 meters bredde, men effekten var ikke signifikant. Dette skyldes trolig en kombinasjon av at passasjene på E16 over Romerikssåsen brukes mest av elg under sesongtrekket og dermed lite til beitevandring, og en skjev fordeling av bredden på undergangene. På strekningen er det ingen store underganger, to undergangene har en bredde på nesten 30 meter, mens de fleste er smale (7 stk.) med bredde under 12 meter.

I de beste modellene er alle passasjene på Romerikssletta slått sammen med en felles glattingskurve. For disse passasjene økte elgens bruk med økende passasjebredde frem til et terskelnivå ved 35-40 meter, for deretter avta (figur 4.10). Den avtagende form etter denne grensen og deretter økning i forløpet er trolig en effekt av at det i materialet var få passasjer med bredde over 45 meter. Ut fra kurveforløpet kan vi se at en økning i passasjebredde fra 10 til 30 meter førte til at antall elgpaseringer ble mer enn femdoblet (grønn kurve).

Når resultater fra denne undersøkelsen skal brukes i planlegging av nye faunapassasjer er det viktig at passasjens størrelsen blir sett i sammenheng med de øvrige påvirkningsfaktorer. For eksempel kan smalere passasjer

også fungere godt, dersom de blir lite brukt av folk og ligger i et område med god tilgang på vinterbeite.

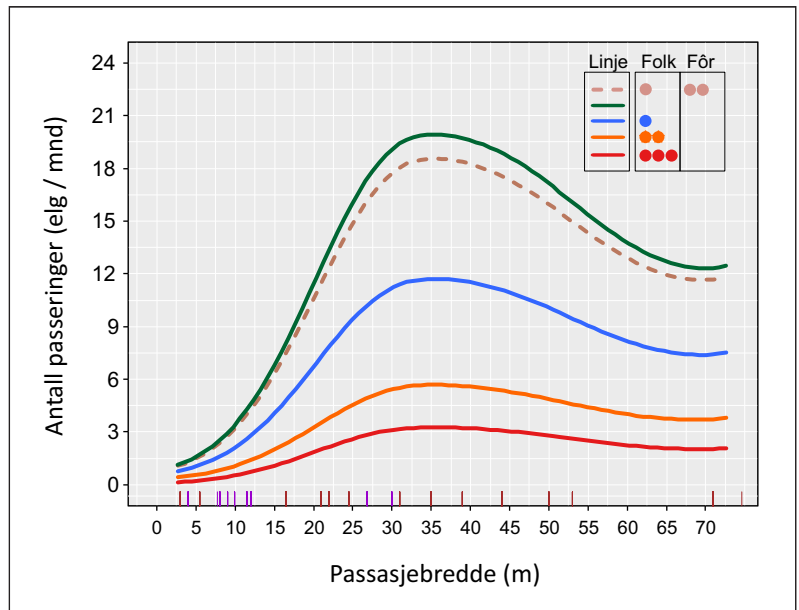
Forholdet mellom passasjens bredde og lengde gir et uttrykk for passasjens form. Dersom vi ser på modeller der passasjebredde blir erstattet med bredde/lengde-forholdet finner vi ingen sammenheng med elgens bruk verken ved en inndeling etter passasjetype eller etter område. Dette kan ha sammenheng med at det i materialet er kun 7 overganger, og bare to med et bredde/lengde-forhold over anbefalt grense. I datasettet er det flere underganger, der de fleste (18) har et forholdstall langt over 0,8. Trolig er det også slik at når bredde/lengde-forholdet kommer over en viss grense vil en videre økning ha liten betydning for passasjens virkningsgrad.

I datasettet var det kun en undergang som hadde en åpenhetsindeks mindre enn det anbefalte nivå på 1,5. Dermed har vi ikke mulighet til å undersøke effekten av lave og trange underganger. For de fleste av undergangene er åpenhetsindeksen lagt større (tabell 4.8), og to hadde en indeks over 30 (Aurtjern og Lund). Med så mange store underganger kan vi forvente at sammenhengen mellom elgens bruk og åpenhetsindeksen viser en avtagende form.

Analysere vi datasettet med alle undergangene viser det en sterk sammenheng mellom åpenheten og elgens bruk av passasjene ($p=0,001$) uten noen form for terskeffekt (figur 4.11). De to undergangene med høyest indeksverdi påvirker sammenhengen mest. Tar vi disse to ut av modellene endrer det lite på sammenhengen, men åpenhetsindeksen blir ikke lengre signifikant ($p=0,2$). *Analysen indikerer at økt åpenhet er entydig positivt, også når det gjelder verdier langt over vegvesenets anbefalte nivå.*

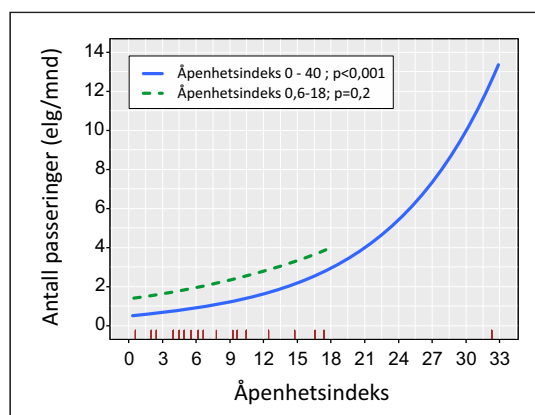
Menneskelig forstyrrelser i passasjene

I kapittel 4.1.3 analyserte vi effekten av menneskelig bruk ved å måle antall passeringer av elg og folk i samme tidsperiode. Med det utvidede datasett er menneskelig forstyrrelse analysert som en egenskap ved hver passasje basert på data fra viltkameraene og med den antakelse at bruken har vært den samme i registreringsperioden. For passasjene hvor det ble montert viltkamera har vi benyttet målingene for vintersemesteren 2013. For passasjer



Figur 4.10. Effekt av passasjebredde for ulike grad av menneskelig forstyrrelse og for tilleggsføring (6 siloballer/mnd). De lodrette brune strekene nederst viser fordelingen av bredden på passasjene på Romerikssletta (20 stk. hvorav tre var bredere enn 80 meter), mens de fiolette viser breddefordelingen for passasjene på E16 over Romeriksåsen (9 stk.). Merk at på E16 over Romeriksåsen var ingen passasjer bredere enn 30 meter.

uten viltkamera er bruken estimert fra observasjonene i de nærliggende kamerapassasjene kombinert med lokal kjennskap til hvordan passasjene blir brukt av folk. Dette skaper en viss usikkerhet knytt til de beregnede verdier for menneskelig forstyrrelse. For å redusere denne usikkerhet grupperte vi menneskelig forstyrrelse i 5 kategorier etter bruksintensitet



Figur 4.11. Effekten av undergangers åpenhetsindeks på elgens bruk av passasjene. Linjene viser modellresultatet med alle undergangene og etter fjerning av de to største.

Tabell 4.9. Inndelingen av passasjene i 5 kategorier etter grad av menneskelig forstyrrelse. Merk at det var ingen passasje klassifisert til middels bruk (II).

Brukscategorier	PDT-verdi	PDT snitt	Antall passasjer	% reduksjon	
				1,5 km	1,0 km
Meget lite brukt (klasse 0)	0-1	0,5	14	-	-
Lite brukt (klasse I)	1-4	2,4	6	30%	47%
Middels bruk (klasse II)	4-10		Ingen		
Mye brukt (klasse III)	10-40	15,0	6	57% *	79% ***
Trafikkert veg (klasse IV)	200, 500		2	80% **	85% ***

(tabell 4.9).

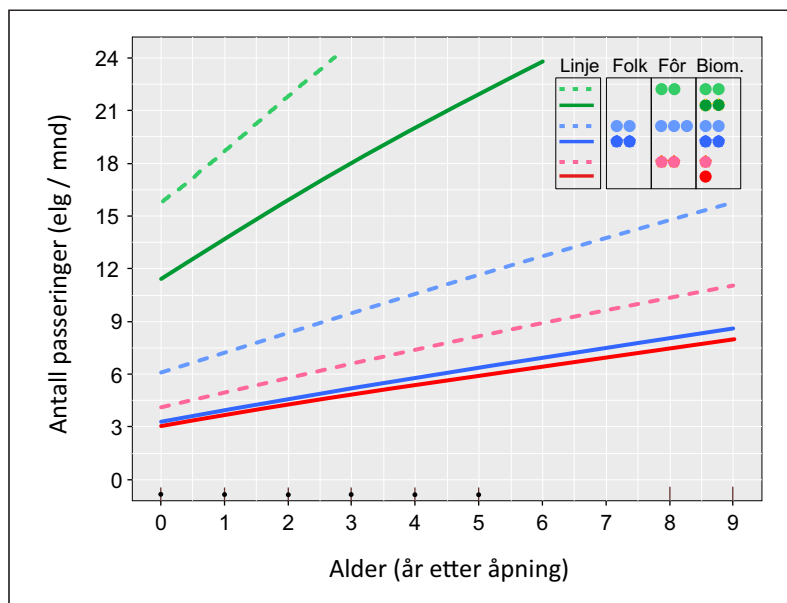
I modellene er bruksintensiteten analysert uten ordinasjon. Inndelingen i brukscategorier gav samme nøyaktighet som en modell der forstyrrelsesvariabelen var behandlet som en kovariat med en kurvlineær glattingsfunksjon. Men siden forstyrrelsen i denne passasjemodellen bygger på et estimat, har vi valgt å benytte den kategoriske inndelingen.

I modellene danner passasjene som var

«meget lite brukt av folk» referansekategorien. Modellene viste at i forhold til referansekategorien ble antall passeringer av elg redusert allerede ved en menneskelig bruk på under 4 personer per døgn (figur 4.10 og figur 4.12).

Denne forskjell var signifikant når nærområdet ble definert til arealet innenfor 1 km, men ikke ved bruk av nærområdegrens på 1,5 km. For passasjene kategorisert til «mye brukt av folk» var elgens bruk redusert med ca 70%. For de to passasjene som var kombinert med en trafikkert veg var reduksjonen over 80%.

I det samlede datasettet, hvor forstyrrelse ble analysert som en egenskap ved hver passasje, var menneskelig bruk av faunapassasjene entydig negativt, og økt menneskelig bruk førte til at passasjene ble mindre brukt av elg.



Figur 4.12. Effekt av alder etter åpning på elgens bruk av passasjene. Antall fargede prikker viser til styrken på aktuell variabel (en prikk = lite, to prikker = middels, tre prikker = mye). Lyse brune strek på x-aksen viser hvordan alder var fordelt for de vestre passasjene (22 stk) på Romerikssletta, mens svarte punkt viser fordelingen for passasjene på den østre delen (7 stk, linje ikke vist).

Effekt av alder etter åpning og tilleggsfôring

For å redusere de negative effekter for elg av større samferdselsutbygginger er det viktig at viltet tar raskt i bruk de faunapassasjer som blir bygget. Spesielle tiltak, slik som utfôring ved passasjene, kan være et tiltak for å redusere tilvenningstiden. Det utvidede datasettet gir muligheten til å undersøke hvor lang tid det tar før elgen har tilpasset seg bruken av faunapassasjer og effekten av tilleggsfôring.

I analysene må vi ta hensyn til at de større trafikkårene på Øvre Romerike er blitt utbygget i ulike tidsperioder. Gardermobanen stod ferdig vinteren 1999, E16 mot vest vinteren 2004, mens for E6 og E16 mot øst var 5 av de 7 faunapassasjene først operative mellom 2008 og 2011. To av passasjene på E6 ble bygget på 1980-tallet, men ble ombygget med

utvidelsene fra 2- til 4-felts veg i 2011. For de østre passasjene finnes ingen repeterende måling i tid, kun en overvåking med viltkamera i to måneder den første vinteren og deretter en hel vinter. Passasjene på E16 mot vest og Gardermobanen ble derimot overvåket i 4-5 år etter åpning. Deretter var det et opphold på 7-9 år før ny registrering ble gjort med viltkamera.

For å analysere effekten av alder etter åpning er det naturlig å skille passasjene som ble overvåket over tid fra de som kun er overvåket en gang. Videre har vi kontrollert om passasjene som ble overvåket med både spor og viltkamera hadde et annet forløp enn de som kun ble overvåket ved sportellinger. Til det beregnet vi først egne glattingskurver for hver av disse kategoriene for bare spordataene. Det var ingen forskjell i utviklingsforløp mellom disse to gruppene for de første årene etter åpning. Inkluderingen av kameradata førte heller ikke til endringer i kurveforløpet. Dermed er alle data fra de vestre passasjer analyser samlet med en glattingskurve og de østre med en annen.

For de vestre passasjene, som ble overvåket over flere år, økte antall passeringer av elg med passasjenes alderen ($p < 0,001$). For passasjene på E6 og E16 mot øst, hvor det kun var data fra kameraovervåkingen og alderen på passasjene varierte fra nylig åpnet til 5 år, fant vi ingen sammenheng mellom alder og elgens bruk ($p = 0,85$). Vi vurderer at en overvåking av de samme passasjer over tid gir et mer pålitelig bilde av hvordan elgens bruk av faunapassasjene endres etter åpningsåret enn *en* sesongs observasjoner av passasjer med ulik alder. Utviklingen i elgens bruk over tid er presentert i figur 4.12 for de vestre faunapassasjene.

Utføring med siloballer og oppkjøring av spor er tiltak som har vist seg å tiltrekke elg (Milner m. fl. 2012), og er benyttet som tiltak for at elgen raskere skal ta nye faunapassasjer i bruk. Etter byggingen av Gardermobanen og E16 mot vest ble det lagt ut siloballer ved faunapassasjene. Fôret ble lagt ut fra tidlig i vinterhalvåret og nye baller ble utplassert etter hvert som utlagte baller ble spist opp.

Utlekking av siloballer ved faunapassasjene gav en tydelig positiv effekt på elgens bruk ($p < 0,001$). For eksempel var virkningen



Foto: Lars Krempig

Elgen oppsøker siloballer som er lagt ut ved faunapassasjene.

av å legge ut 4 siloballer når det samtidig var middels beite i området rundt passasjene at elgens bruk økte med nesten 45 %, mens ved 8 baller var antall passeringer nesten doblet (figur 4.12). Utplassering av så mange som 8 siloballer vil kun være aktuelt der elgtettheten er så stor at disse blir spist opp i løpet av en måned. For passasjer med lite beite i nærområdet og som samtidig ble mye brukt av folk økte elgens bruk med 37% når det hver måned ble lagt ut 4 siloballer.

Elg bruker mye tid der det er godt med beite.

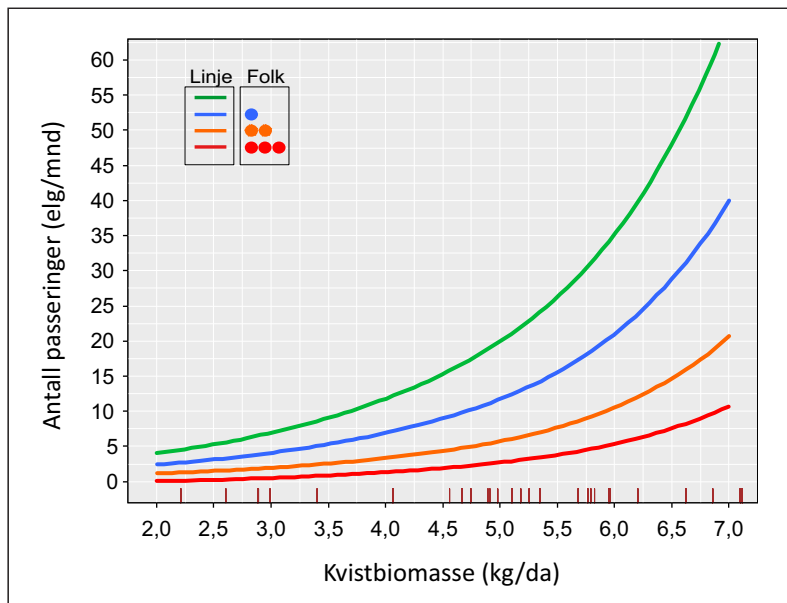


Foto: Paul Berger

Beitetilbudet i passasjenes nærhet

Det var en signifikant sammenheng mellom elgens bruk av faunapassasjene og beitetilbudet i nærområdet ($p < 0,001$; figur 4.13). Den eksponentielle sammenhengene viser også at effekten av beite på elgens bruk av faunapassasjene blir først tydelig når mattilbudet i nærområdet er meget godt. Ser vi på resultatet fra overvåkingen med kamera, hvor vi korrigererte for tettheten av elg og dermed så mer på passasjenes egnethet, viste også det at elgens bruk var sterkt relatert til beitetilbudet. Modellene viste også at ved utføring med siloballer er det mulig å øke elgens bruk av faunapassasjene, men utføring kan ikke kompensere for lite beite i nærområdet eller forstyrrelse ved passasjen (figur 4.10, oransje kurve).

Mye mat fører til at et stort antall elg oppholder seg i passasjens nærområde som igjen kan gi økt læringseffekt. Dermed vil et godt beitetilbud i nærområdet kunne få en akselererende virkning på antall passeringer av elg i passasjene. Denne smitteeffekten sammen med høy tetthet av elg og aktiv beitevandring kan være årsaken til at passasjene på Gardermobanen rett nord for flyplassen ble så mye brukt av elg.



Figur 4.13. Effekten av beitetilgangen i passasjenes nærområde på elgens bruk for 4 nivå av menneskelig forstyrrelse. Loddrette brune strek på x-aksen viser hvordan beitemengdene var fordelt ved passasjene. Elgens bruk av faunapassasjene økte sterk når det er meget god tilgang på beite i passasjens nærområde. Merk at skalaen på y-aksen er anderledes enn i de andre figurene.

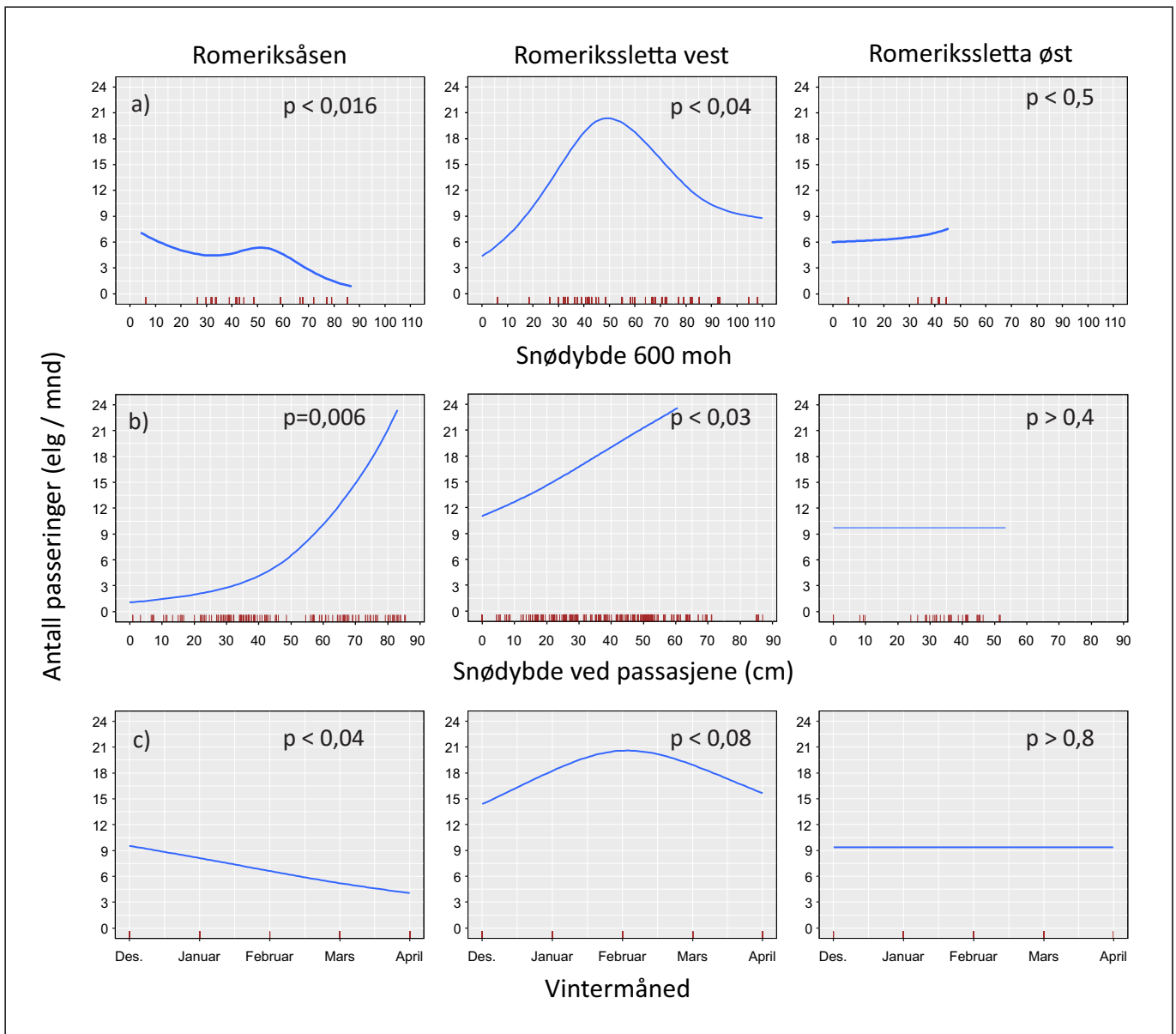
Betydningen av beiteressursene for elgens bruk av faunapassasjene peker på at ved lokaliseringen av nye faunapassasjer for hjortevilt bør det legges større vekt på beitetilbudet i nærområdet enn hva som har vært praksis til nå. Et godt tilbud av vinterbeite nær en passasje tiltrekker elg, og når noen dyr bruker en passasje ser det ut til å forsterke bruken, slik at god funksjonalitet oppnås raskere. For å få en situasjon med mye beite ved passasjene må det også være god dekning av skog i passasjenes nærområde, men mye skog gir ikke automatisk et godt beitetilbud.

Effekter av snøforhold

Snø er en faktor som er kjent å påvirke både valget av vinterområde og tidspunktet elg trekker mellom sommer- og vinterområder. Screeningene viste at på Øvre Romerike påvirket snøforholdene også hvor mye elgen brukte faunapassasjene, spesielt var snødybden i de høyereliggende skogområdene og ved passasjene viktig. I de høyere delene av Romeriksåsene kommer snøen vanligvis i november/desember og får maksimum i mars. I april har snøsmeltingen startet, men snødybden er fortsatt nesten den samme som i mars. Lavere ned, ved E16 over Romeriksåsene (225-400 moh) og i vestre delen av Romerikssletta (ca 200 moh) øker snødybden raskt fra desember til januar. Deretter er det kun en svak økning frem til mars, fulgt av en markert reduksjon i april. Passasjene på E6 og E16 mot Kongsvinger ligger på omtrent samme høydenivå som de vestre passasjer, likevel er det mindre snø her. Ved disse passasjene er snødybden høyest i mars, for deretter raskt avta.

Snødybden i høyden var en signifikant faktor for elgens bruk av faunapassasjene i de to vestre områdene ($p < 0,006$; figur 4.14a), men i øst (E6 og E16 mot Kongsvinger) var den kun signifikant når kvistbiomassen ble beregnet innenfor 1 km ($p = 0,01$). Mest markert var sammenhengene mellom snødybden i høyden og bruken av passasjene på E16 over Romeriksåsene. Her avtok antall passeringer av elg med økende snødybde i høyden. For de vestre passasjene på Romerikssletta var derimot bruken høyest før snødybden ved 600 moh nådde topp.

Disse sammenhengene virker logiske. På E16 over Romeriksåsene kommer elgen trek-



Figur 4.14. Effekt av snødybden i øvre delen av de høyereliggende åsområdene i vest (600 moh), snødybden ved passasjene og vintermåned i hver av de tre delområdene. Merk at for de østre passasjer (E6 og E16 mot øst) hadde de tre faktorene ingen innvirkning på elgens bruk.

kende først, og her er bruken høyest frem til snødybden i høyden kommer opp mot 50 cm. I tid samsvarer dette med perioden desember og januar. Etter at snømengden i høyden har nådd 50-60 cm er det liten aktivitet av elg ved passasjene på Romeriksåsen, siden elgen da har trukket videre ned til de vestre delene av Romerikssletta. Hovedtrekket tilbake skjer først i mai, når en stor del av snøen i høyden er smeltet.

På vestre delen av Romerikssletta øker aktiviteten i samme periode som den avtar i Romeriksåsen og når en topp når det er blitt ca

50 cm med snø i øvre delen av Romeriksåsen, dvs i januar-februar. I mars-april, mens snødybden i høyden fortsatt øker, blir elgens aktiviteten ved passasjene redusert. Muligens starter de på denne tiden et trekk tilbake mot de lavereliggende skogsområdene.

For de østre passasjene var det ingen effekt av snøforholdene. Det kan være en effekt av at det på Romerikssletta blir mindre snø mot sør-øst, men trolig er årsaken at det kun er data fra 2012 og 2013 fra disse passasjene.

Faunapassasjemodellens nøyaktighet økte signifikant når snødybden ved passasjene ble



Foto: Leif Kastdalen

Når snømengdene øker i høyereliggende områder trekker elgen mot lavere-liggende vinterbeiteområder.

inkludert i modellen (F-test; $p=0,02$), men også for denne snøvariabelen var det for de østre passasjene ingen sammenheng mellom snømengden og elgens bruk ($p=0,4$). For passasjene på Romerikssåsen og vestre delen av Romerikssletta økte elgens bruk med økende snødybde ($p<0,03$; figur 4.14b). Dette gjenspeiler nok at det her er minst snø i desember og april, dvs. før det meste av trekkelgen ankommer og etter at de har begynt å trekke tilbake til sommerområdene.

Modeller der snødybden ved passasjene ble erstattet med månedsnummer gav samme nøyaktighet, og fremviste noe av den samme effekt som ved snødybden i de høyereliggende åsene, selv om disse to variabler var lite korrelerte (figur 4.14c).

Analysen viste at elgens bruk av faunapassasjene var mer relatert til endringene av snømengdene i de høyereliggende skogsområdene enn til snømengdene ved passasjen. De viste også at selv om elgens bruk kan relateres til en fast sesongmessig variasjon, gir snømengdene bedre forklaring på bruken.

Dette skyldes nok at både trekketidspunkt og elgtrekkets omfang påvirkes mer av snøforholdene enn tidspunkt. Det gir muligheten for å bruke økningen i snømengdene i høyereliggende skogsområder som en god indikator på når tettheten av elg vil øke i lavereliggende områder. Siden de fleste trafikkårer ligger i lavereliggende områder, kan dermed overvåking av snøforholdene brukes for varsling om økt påkjørselsrisiko.

Bruksmønster

Faunapassasjemodellene indikerer at elgens bruk av passasjene på E16 over Romerikssåsen og på vestre delen av Romerikssletta blir sterkt påvirket av elg som kommer trekkende til disse områdene vinterstid og at aktiviteten ved passasjene blir påvirket av snøforholdene. Mens elgen først og fremst benytter passasjene på E16 over Romerikssåsen i første del av vinterhalvåret, øker bruken utover vinteren på Romeriksslettas vestre del. For dette området kan det derfor være interessant å se om de samme variabler som kan forklare en stor del av antall elgplasseringer også forklarer bruksmønsteret. Dersom en passasje blir mest brukt av elg som trekker forbi vil det medføre en stor andel netto spor i en retning. Trekket nettospor fra det totale antallet vil det uttrykke graden av vandring frem og tilbake, og dermed en beiterelatert adferd. Økt beiterelatert bruk indikerer at elgen er blitt vant til å bruke passasjene som en del av de lokale beitevandringene.

Dersom vi analyserer de månedsvise data for vestre del av Romerikssletta for forholdet mellom beite- og trekkspor viser variablene som uttrykker egenskaper ved passasjene liten sammenheng med hvordan de blir brukt av elg. Den modell som gir best forklaringen på andelen beiterelaterte spor ($R^2=59\%$) inneholder bare variablene utføring og snødybde ved passasjene, samt enten passasjenes alder eller en binær variabel for de første årene etter åpning og for lenge etter åpning (2012-2013). Det er ingen signifikant forskjell mellom modeller som bruker alder som en kovariat i forhold til en binær inndeling av alder, men den binære inndelingen gir en svak bedring i forklaringsgrad (0,1%). Denne modell viser at den beiterelatert bruken var større i den siste registreringsperioden sammenliknet med registreringene de første årene etter åpning ($p=0,025$), og at den økte med økende snødybde ved passasjene. Modellen viste også at utføringen med siloballer økte den beiterelatert bruken ($p<0,001$), men kun opp til et nivå med utplassering av på 4 baller per måned ved hver passasje. Utplassering av flere siloballer økte ikke beitebruken.



Foto: Lars Krempig

Øvre Romerike er et viktig beiteområde for elg, og et område med stort utbyggingspress og mange inngjerdede trafikkårer. Dette stykker opp skogsområdene og gjør det vanskeligere for elg å utnytte beiteressursene.

4.2 Barriereeffekter

Mer kunnskap om barrierevirkninger fra inngjerdede trafikkårer kombinert med faunapassasjer har stor interesse. Virkninger av fysiske barrierer kan bli målt på ulike nivå. Alt etter omfanget kan en barriere føre til isolasjon og dermed gi genetiske endringer eller den kan begrense tilgang til kritiske ressurser som øker dødeligheten eller reduserer fødselsraten. I denne undersøkelsen er barriereeffekten ikke målt på populasjonsnivå, men kun som en faktor som fører til en reduksjon i individenes forflytningsmønstre. Nå trenger ikke enn reduksjon i forflytningsmønsteret målt i forhold til et tidligere mønster eller i forhold til arealer uten hindringer medføre redusert tilgang til kritiske ressurser. Det kan tenkes at elgen isteden for å vandre frem og tilbake over en trafikkåre, slik den ville gjort dersom hindringen ikke eksisterte, oppholder seg lengre på en side for så gå over til den andre å bli der i en lengre periode. Det vil gi et endret forflytningsmønster, men gi samme tetthet av dyr på begge sider av trafikkåren.

4.2.1 De undersøkte trafikkårer

Vi har sett på barrierevirkninger fra inngjerdede trafikkårer med to helt uavhengige datasett fra Øvre Romerike. I det ene blir forflytningsmønsteret på tvers av de tre store trafikkårene (E16, Gardermobanen og E6) sammenliknet

før og etter utbygging (for E6 utvidelser). I det andre blir undersøkt endringer i tettheten av elg på hver side av trafikkårene.

Hver av de tre trafikkårene har vi delt i to delstrekninger (tabell 4.10). Egnede data til analysen finnes for E16 fra tunnelutgangen i Romeriksåsen til Gardermoen, for Gardermobanen mellom flyplassen og nord til E6 og for E6 på en strekning mellom Andelva og Bogsrud og mellom Hauer seter og Dal.

Forholdene ved disse trafikkårene varierer mye; både når det gjelder størrelsen, hyppigheten av faunapassasjer, hvor mye skog det er langs trafikkårene og hvordan de er blitt utbygget. E16 vestover fra E6 ved Kverndalen er en ny veg. Under Gardermoutbyggingen i 1995-1998 ble vegen bygget fra E6 til Gardermoen og i 2001-2003 videre vestover til Hadeland. Vegen ble åpnet for trafikk i oktober 2003, men viltgjerdene og over-/undergangene var ferdig før vinteren 2003. Strekingen over Romeriksåsen (14 km) går gjennom et sammenhengende skogområde, som vinterstid er mest brukt av elg på trekk til vinterområdene på Romerikssletta. På Romerikssletta går vegen gjennom et kulturlandskap (8 km) der det på nordsiden er større områder med sammenhengende skog, mens på sydsiden er skogen mer fragmentert og landskapet ravinert (figur 4.15). Snømålinger har vist at snødybden midtvinters kan være 2-3 ganger større på strekingen gjennom Romeriksåsen sammenliknet med strekingen nede på Romerikssletta.

**Tabell 4.10.** Karakteristikk av de strekninger som ble analysert med tanke på barriereeffekter. Strekningene er sortert etter hvor tett faunapassasjene ligger.

Analysestreking	Lengde (km)	Antall fauna-passasjer	Snitt avstand mellom pass.	Maks. avstand mellom pass.	% av pass. bredere enn 20m	% skog*	Bio-masse (kg/da)*
Gardermobanen: Flyplassen - 800 meter nord for Rv 176 (søndre del)	3,6	4	0,7	1,2	100%	91	6,3
Gardermobanen: 800 meter nord for Rv 176 - tunnelinnslaget ved E6 (nordre del)	2,5	3	0,9	1,5	33%	93	6,1
E6: 2 km syd for Klaseiemosan - Hammerstad (nordre del)	3,3	3	1	1,5	100%	51	3,4
E16: Songa - Slettmoen (østre del)	8,4	5	1,3	2,2	80%	53	5,7
E16: Slettmoen - tunnelinnslaget i Romeriksåsen (vestre del)	14,3	9	1,5	2,7	22%	88	3,6
E6: Hauer seter - Risebru/Dal (søndre del)	6,3	2	3,8	3,8	100%	61	2,2

* Beregnet innenfor en 100 meter buffersone på hver side av trafikkåren. Bruk av 500 meter buffersone gav kun mindre justeringer.

Målinger har også vist at mens snøen langs vegen over Romeriksåsen kan ligge til langt ut i april, er snøen ved samme tidspunkt smeltet vekk på Romerikssletta.

Gardermobanen ble bygget som en ny jernbane og stod ferdig i 1998. Nord for flyplassen til kryssingen av E6 ble den bygget gjennom et sammenhengende skogområde, et område som tidligere var registrert å inneha den største vintertetthet av elg på Romerikssletta. Flere store faunapassasjer ble bygget der det før utbyggingen var registrert størst tetthet av elg.

E6 var allerede en trafikkert veg når de første systematiske registreringer av elgkryssinger startet i 1988. På den søndre delstrekningen som er undersøkt, mellom Dal og Kverndalen (søndre avkjøring til Gardermoen), har utbyggingen skjedd i to perioder. Først ble vegen i 1996-1998 utvidet og viltgjerder satt opp fra Kverndalen til Hovimoen (3,5 km). Samtidig ble det så satt opp viltgjerder og laget to viltsluser videre nordover frem til Dal, hvor det fra tidligere var montert viltgjerder. I 2009 ble også denne strekningen utvidet og viltslusene ble erstattet med to faunapassasjer.

Nordover fra Dal til Minnesund ble E6 utvidet i årene 2009-2011. Fra Dal til Andelva ble 5 viltsluser erstattet med en viltundergang. Nord for Andelva og fram til Eidsvolltunnelen

var det før utvidelsen mulig for elg å krysse vegen i en 400 meter lang strekning uten viltgjerde (viltsluse) og under to lengre vegbroer. Med utvidelsen av E6 fra 2 til 4 felts veg ble det bygget parallelle broer på siden av de allerede eksisterende, og laget en ny viltovergang 200 meter sydvest for viltslusen. Viltslusen ble stengt.

Når det gjelder avstanden mellom faunapassasjene som er bygget på de 6 delstrekningene varierer den i snitt med en faktor på over 5; fra 700 meter mellom passasjene på Gardermobanen rett nord for flyplassen til 3,8 km for E6 mellom Kverndalen og Risebru (tabell 4.10). Størrelsen på passasjene varierer mindre, og på E16 over Romeriksåsen er alle passasjene underganger kombinert med skogsbilveg eller bekk (ved passasje nr to fra vest i figur 4.15 går det det kun en bekk).

4.2.2 Endring i forflytningsmønster

4.2.2.1 Overvåking av elgkryssinger

For E16 vestover og for Gardermobanen er antall elg som krysset trafikkåren overvåket systematisk i 3-4 år før utbygging, i alle faunapassasjene i 3-5 år etter utbygging og i et

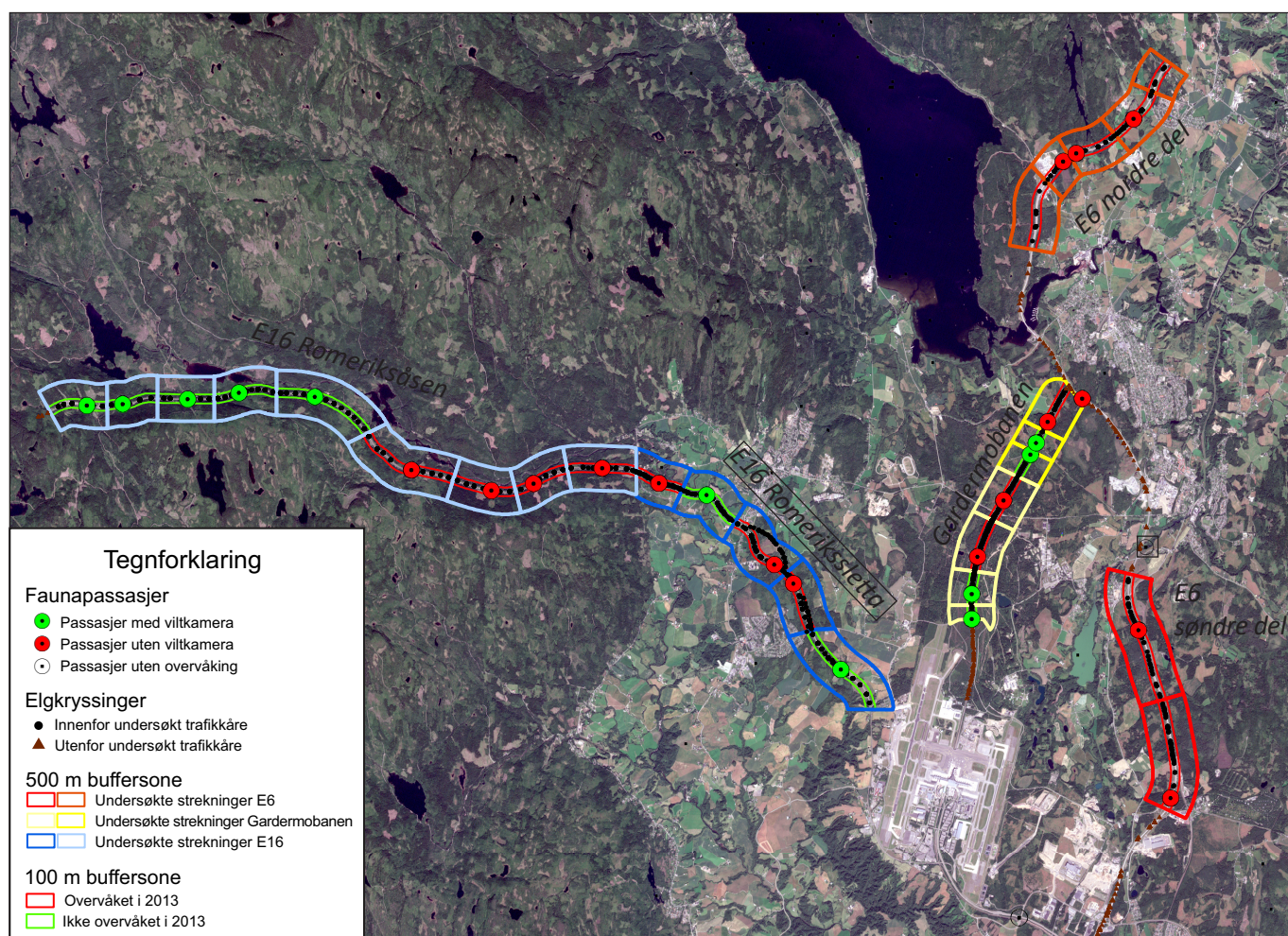
utvalg av passasjer lenge etter at trafikkårene var bygget (2012/2013). På den nordre delstrekningen av E6 startet tellingene etter at viltgjerdene var satt opp og pågikk til og med vinteren 1995. Først i 2013 ble elgens kryssinger av E6 i dette området kontrollert på nytt. På den søndre delstrekningen av E6 (Hauer seter og Dal, lengde 6,3 km, figur 4.15) ble de første tellingene gjort mens vegen var uten viltgjerdene. Etter at viltgjerdene ble satt opp ble tellinger av kryssende elg gjort i 1999 og deretter i 2012/2013 (3 år etter utvidelsen).

4.2.2.2 Analyser av kryssinger

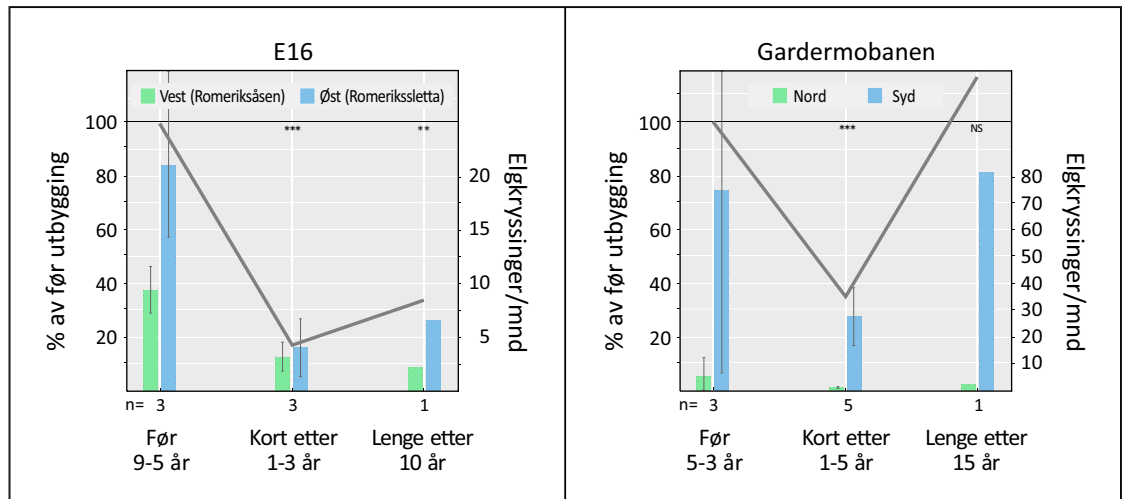
For analysene av faunapassasjer var datamaterialet stort nok til at vi kunne undersøke hvordan ulike faktorer påvirket elgens bruk. Når det gjelder barriereeffekter har vi kun data

for 3 trafikkårer fordelt på 6 strekninger. Dette er i minste laget for utvikle modeller der barriereeffekter blir forklart med variabler som beskriver egenskaper ved strekningene. Isteden har vi analysert om utbyggingen har ført til endringer i forflytningsmønsteret, både for de tre trafikkårene samlet og for hver trafikkåre. Det gir data i forhold til barriereeffekter for elg, mens årsaken til eventuelle barriereeffekter blir mer betraktninger ut fra frekvensen av faunapassasjer og deres funksjonalitet.

I analysen har vi sammenliknet antall elg som krysset trafikkårene før utbygging, da elg krysset langs hele traséene, med antall som krysset i to perioder etter utbygging, hvor det kun er mulig å krysse i over- eller underganger. Kryssinger av elg før utbygging er tilegnet det nærmeste passeringspunktet etter utbygging, så sant denne avstand var mindre enn 2 km (figur 4.15).



Figur 4.15. Lokalisering av veg- og banestrekninger hvor antall passeringer av elg er sammenliknet før og etter utbygging (for E6 etter vegutvidelse). Inndelingen i 500 meter buffersonene viser hvilke strekninger som er tilknyttet de enkelte faunapassasjer. Bakgrunn: Bilde fra Sentinel-2 satellitten i august 2015.



Figur 4.16. Endringen i antall passeringer av elg i årene før utbygging i forhold til årene etter åpning, og situasjonen i 2013 når det var gått lang tid etter åpningen. Søylene viser gjennomsnittlig antall elgkryssinger per vintermåned i de overvåkede passasjene og linjene viser endringen for hver delstrekning målt fra perioden før utbygging. Det var liten forskjell i bruk av data fra hele strekningen eller data fra bare kameraovervåkede passasjer og tilhørende strekninger (før byggingen). Endringenes statistiske signifikans er merket med 1 til 3 stjerner ut fra om p-verdien er mindre enn 0,05; 0,01 eller 0,001.

I analysen har vi sett på parameterverdi og signifikansen til en kategorisk variabel som identifiserer tidsperiodene "før utbygging", "kort tid etter" og "lenge etter". For E6 har vi kun data fra før utvidelsene og kort tid etter. Til korreksjon av de forskjeller det var i antall elgpasseringer mellom delstrekningene, inngår i modellen en kategorisk identitetsvariabel.

I analysen kan det tenkes å oppstå en skjevhet for perioden "lenge etter" dersom viltkameraene på E16 og Gardermobanen ble satt opp i passasjer som viste et annet endringsmønster enn passasjene uten viltkamera. Vi har derfor analysert modeller med alle data inkludert og i et utvalg med data for bare de kameraovervåkede passasjene og tilgrensende strekninger.

Siden resultatene fra faunapassasjemodellen viste at snøforholdene og utlegging av siloballer hadde ulik påvirkning i de tre delområdene, har vi i denne analysen startet med å inkludere disse kovariatene og det årlige estimatet for høstbestanden (se delrapport 1) i en kurvlineær modell (GAM). Variabelen for utføring viser antall siloballer lagt ut ved de ulike strekninger per måned, og snødybden viser for hver strekning gjennomsnittet ved passasjene.

I modellene har vi brukt antall dager de

enkelte passasjer med tilgrensende strekninger ble overvåket som en offset-variabel, slik at modellene beregnet antall passeringer av elg per overvåkingsdag. Dette vil korrigere for manglende overvåking av en passasje i en periode (kamasvikt) og variasjoner mellom år i observasjonsperiodens lengde.

Det vil derimot ikke korrigere for effekter ved at observasjonsperioden har variert noe mellom årene. Siden elgens aktivitet ved passasjene varierer gjennom vintersesongen kan dette påvirke den tidsmessige sammenlikningen. For å korrigere ubalansen i datasettet og inkludere påvirkningsfaktorene snø og utføring har vi analysert materialet månedsvis. Som en kontroll har vi også analysert modeller med en inndeling etter delstrekning og år, men da ved å ta ut kameraobservasjonene fra 2012.

4.2.2.3 Forskjell i bruk før og etter utbygging

Det var ingen tydelig sammenheng (lineær) mellom høstbestand ("Sett elg" observasjoner) og antall elgkryssinger i vinterperioden ($r=0,23, n=50$), og i regresjonsmodellene viste endringene i høstbestand ingen signifikant sammenheng med antall passeringer av elg ($p>0,3$). I månedsinndeling var kovariatene

utføring og de to snødybdevariablene signifikante, slik som i faunapassasjemodellen (se side 55), men dette gjaldt ikke når dataene ble aggregert til år for hver strekning. Siden ingen av kovariatene gav noen forbedring i modeller med år som tidsenhet, har vi for disse analysene benyttet lineære regresjonsmodeller (R-bibliotek: glmmodb).

Måneds- og årsmodellene forklarte henholdsvis 80% og 90% av variasjonen i antall elgkryssinger. Modellene viste at antallet kryssinger de første årene etter utbygging var redusert med hele 70% ($p < 0,0001$ i begge modeller). Etter at det hadde gått 10 år eller mer siden trafikkårene ble åpnet hadde antall kryssinger økt, men antallet var fortsatt lavere enn hva det var før utbyggingen. For denne endringen, med data kun for de nye trafikkårene (E16 og Gardermobanen), viste de to datasett noe avvikende resultat. Månedsinndelingen viste en reduksjon på 33% ($p = 0,035$), mens årsinndelingen viste 28% ($p = 0,36$). Det var liten forskjell på bruk av alle data eller bare data fra de strekningene som kameraovervåkingen representerte, hvilket tyder på at endringene i antall kryssinger har vært de samme på de deler der kameradata ble satt opp som de øvrige delene.

Resultatene indikerer at samlet sett har de tre store trafikkårene hemmet elgens forflytninger på Øvre Romerike. Ser vi nærmere på de enkelte trafikkårene viser de ulikt mønster.

E16

For E16 vestover fra Gardermoen krysset elg oftere i vegtraseen der den gikk over Romeriksletta sammenliknet med strekningen gjennom Romeriksåsen (søylene i figur 4.16). Denne forskjell ble i perioden rett etter byggingen redusert, men 10 år etter byggingen var forskjellen omtrent som før. En viktig forklaring på disse forskjellene er nok tilgangen på beiteressurser. Beitetilbudet blir lite påvirket ved utbygging av en trafikkårene, så dermed opprettholdes nok tetthetsforskjellene etter utbygging så sant elgen har brukbar tilgang til området og utbyggingen ikke blir fulgt av andre arealendringer.

For begge delstrekningene var det en signifikant nedgang i antall kryssinger både kort etter og lenge etter bygging. Registreringene viser at i de første årene etter åpningen var nedgangen over 75% ($p < 0,001$), mens i 2013

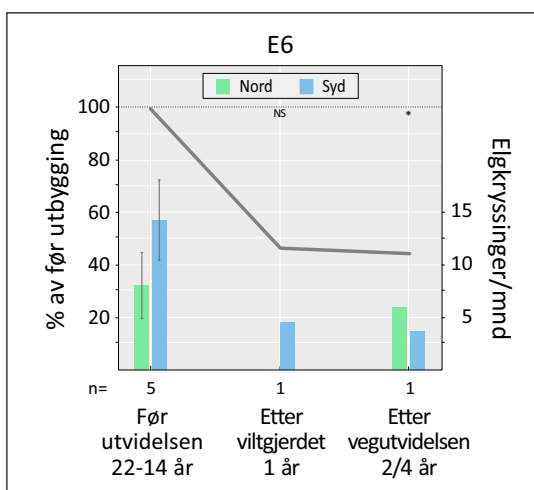
var nedgangen redusert til ca 65% av nivået før bygging av vegen ($p = 0,007$). *Resultatet tyder på at for E16 vestover fra Gardermoen har det blitt en permanent reduksjon i antall elgkryssinger.*

Gardermobanen

For Gardermobanen var det før byggingen meget stor forskjell i antall passeringer mellom strekningen nord for Aurvegen og strekningen syd mot flyplassen (figur 4.16), og denne forskjellen har ikke endret seg. For begge strekningene var det signifikant nedgang i antall kryssinger i årene rett etter byggingen ($p < 0,001$). For den søndre delen viste målingene i 2012/2013 en svak økning. På denne strekningen av Gardermobanen hadde antall kryssinger nådd det nivå det hadde før utbyggingen. Siden det er langt flere kryssinger i den søndre delen medfører det at *for hele strekningen samlet er det ingen signifikant forskjell i hvor mye elg krysser banetraséen før den ble bygget og lenge etter byggingen.*

E6

For E6 har vi ikke kunnet se på langtidseffektene av vegutvidelsen, siden kameraovervåkingen er gjennomført kort tid etter utbyggingene (figur 4.17). Før utvidelsene av europavegen, når viltgjerder kun var satt opp langs den



Figur 4.17. Endringen i antall passeringer av elg fra årene før viltgjerde ble satt opp (søndre delen av E6) til etter og til situasjonen i 2013 når E6 var utvidet til 4-felts motorveg. Etter utvidelsen kunne elg krysse E6 i to overgangen på den 6 km lange overvåkede strekning (se figur 4.15).



nordre av delstrekningene, krysset det flere elg ved den sørlige delstrekningen. Etter utvidelsene krysser flere elg i nord.

Etter at viltgjerder ble satt opp med to åpninger langs den søndre delstrekningen (7 km) ble antall passeringer av elg redusert. Etter ombyggingen og etablering av to viltoverganger viste registreringene i 2012/2013 ingen økning i bruken fra observasjonene når veggen hadde viltsluser. Nå kan bruken fortsatt øke, siden målingene i 2013 ble gjort bare 4 år etter at veggen var stengt i 2 år for passeringer av elg.

Sammenlikner vi de to strekningene er nedgangen etter utvidelsene størst i syd, noe som samsvarer godt med at inngrepene sett fra elgens side også var størst her. I nord kan det se ut som at elgen raskt tok i bruk de to vegbroene og overgangen, selv om de under utbyggingen var stengt for passering.

Snøforhold i høyereliggende skogsområder får elg til å trekke mot mindre snørike områder. Vinterstid kan det i enkelte områder med godt beite føre til at det samler seg et stort antall elg.



Foto: Leif Kastaalen



Foto: Leif Kastaalen

4.2.3 Endringer i tetthet

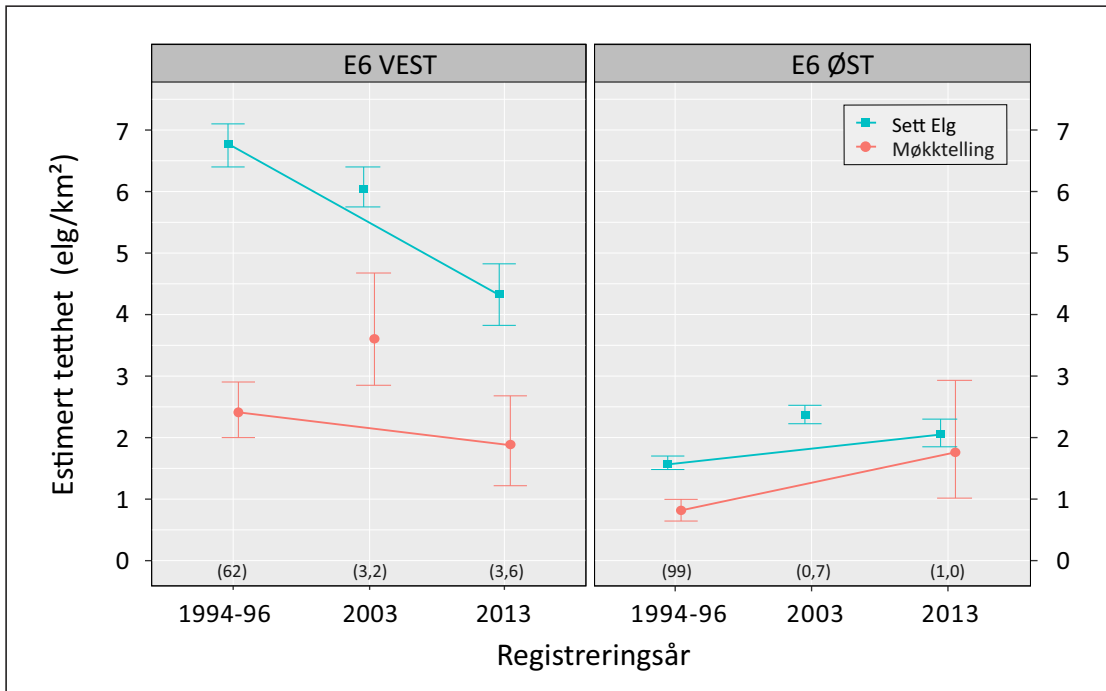
4.2.3.1 Endring over tid

Tellingene av møkk viser hvordan tetthet av elg i områdene som blir skilt av de store vegene E16 og E6 har endret seg siden starten på 1990-tallet. De viser også hvordan elgen har brukt nærområdet (innenfor 2,5 km) til E16 og Gardermobanen kort etter utbyggingen (2003) og mer enn 10 år etterpå (2013). Samtidig gir møkkteilingene informasjon om endringer i elgens bruk av nærområdene til E6.

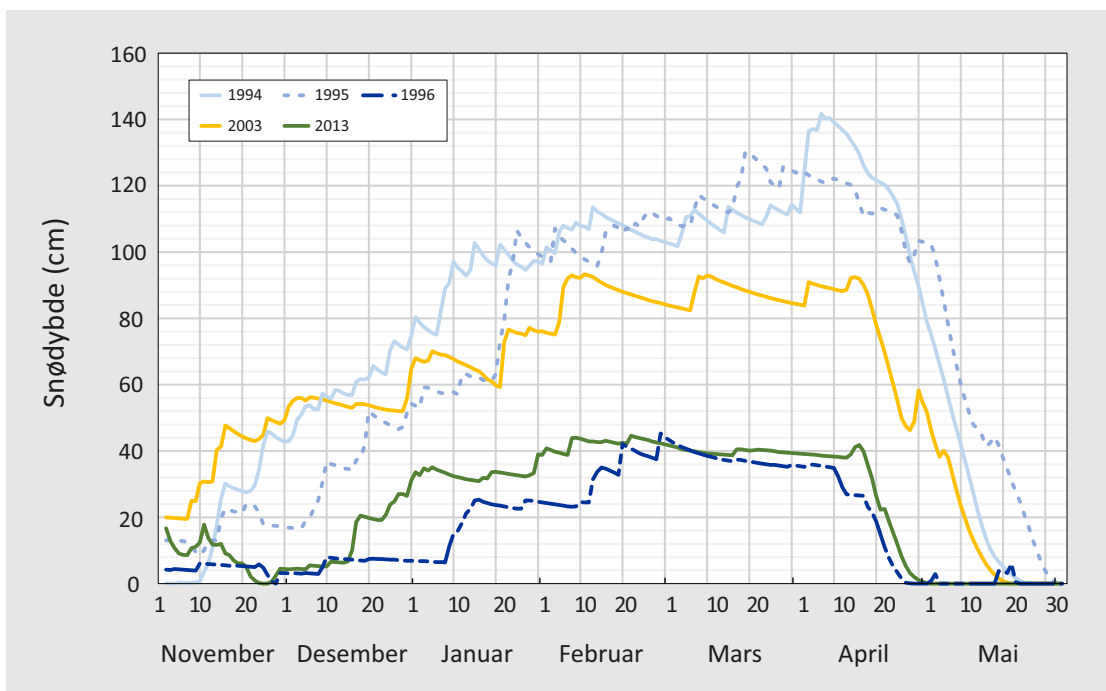
Tellingene av elgmøkk viste i hovedsak samme trend som SettElg-observasjonene. Øst for E6 var det stort samsvar mellom de to beregningsmetodene, men vest for E6 var det avvik. I vest økte tettheten av elgmøkk fra årene 1994-1996 til 2003, mens observasjonene under høstjakten viste en bestandsnedgang. Sammenliknes møkkteilingene i første halvdel av 1990-årene med tellingene i 2013 viste dette en nedgang, men den var langt mindre enn nedgangen i høstbestanden (figur 4.18).

Økningen i 2003 kan forklares med snøforholdene i de høyereliggende skogsområdene. I 2003 kom snø svært tidlig i disse områdene (figur 4.19), og dermed begynte også elgen å trekke ned til vinterbeiteområdene tidligere enn vanlig. Det førte til at elgen oppholdt seg i vinterområdet i en lengre periode i 2003 enn i 2013. Sportellingene i det sentrale vinterbeiteområdet nord for flyplassen bekrefter dette. I 2003 økte elgens bruk av passasjene på Gardermobanen på strekningen nord for flyplassen raskt fra midten av november, mens i 2013 kom denne oppgangen først ved nyttår. I 1994, som også var et snørikt år, økte antall elgspor markert først fra midten av desember, og i 1996 med lite snø kom elg trekkende til området nord for flyplassen først i slutten av januar. I 1995 startet sportellingen for sent til å fange opp starten på trekket til vinterområdet. 2013 var et år med lite snø og med et trekk til vinterområdene omtrent som snittet for takseringsårene 1994-96.

Reduksjonen i høstbestand i 2013 i forhold til i 1995 var på 36%, mens reduksjonen i tettheten av møkk var kun på 6%. Denne forskjellen peker mot at i områder med tydelig sesongtrekk blir endringene i elgtetthet i de beste vinterbeiteområdene mindre enn hva



Figur 4.18. Endring i tetthet av elg på hver side av E6 i tre tidsperioder ut fra «Sett elg»-observasjoner og møkkteilinger. «Sett elg»-estimateret bygger på beregningene for elgregion Øvre Romerike (E6 vest) og Romerikssletta øst (E6 øst) dividert på skogarealet. For det vestre området er benyttet areal skog innenfor den grensen som er definert som vinterområde (figur 2.1), mens i øst er hele arealet benyttet. Møkkteilingen er omregnet til antall elg ut fra at en elg i snitt produserer 23 rucker over en antatt periode på 5 måneder. Tallene i parentes viser hvor stort areal (hektar) som ble dekt av møkkregistreringene. Merk at i årene 1994-1996 ble det benyttet linjetakseringsmetodikk, noe som fører til at et langt større areal blir dekt med samme tidsinnsats.



Figur 4.19. Utviklingen av snødybden i høyereliggende skogområder (600 moh) de årene det ble taksert møkk på Romerikssletta. Snødybden i sommerområdene påvirker både tidspunktet og omfang av trekket til vinterområdene.



endringene i høstbestanden tilsier.

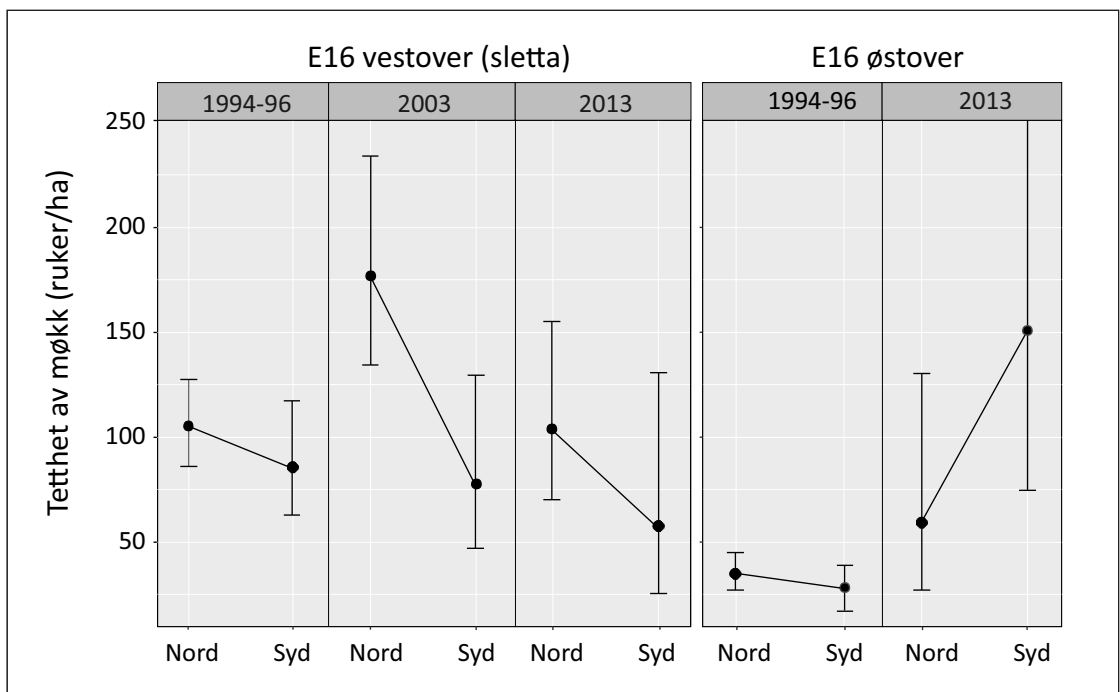
Dette mønsteret blir mer tydelig i møkktellingene på Romerikssletta fra de to sektorene vest for E6 (figur 4.20). I den nordlige sektor (nord for E16 og syd for Hurdalsjøen), som tradisjonelt har vært det mest brukte vinterbeiteområdet, var tettheten i 2013 lite endret fra tettheten i årene 1994-1996. Med lite snø vinteren 2013 burde tettheten av møkk blitt redusert bare på grunn av at elgens opphold i vinterområdene var kortere. I den sydligste sektor var det en nedgang, men den var ikke signifikant forskjellig fra tidligere målinger. Målingene av elgmøkk i de to sektorene tyder på at forskjellen mellom områdene nord og syd for vegen økte etter at vegen ble bygget. I 2013 var forskjellen blitt redusert.

Ser vi på de to sektorene øst for E6, som blir skilt av E16 mellom Kløfta og Vormsund, viser det at den største økning i tettheten av elg har skjedd i den søndre delen. Fra å ha lavere tetthet i starten på 1990-tallet ble det i 2013 funnet mer elgmøkk syd for europavegen.

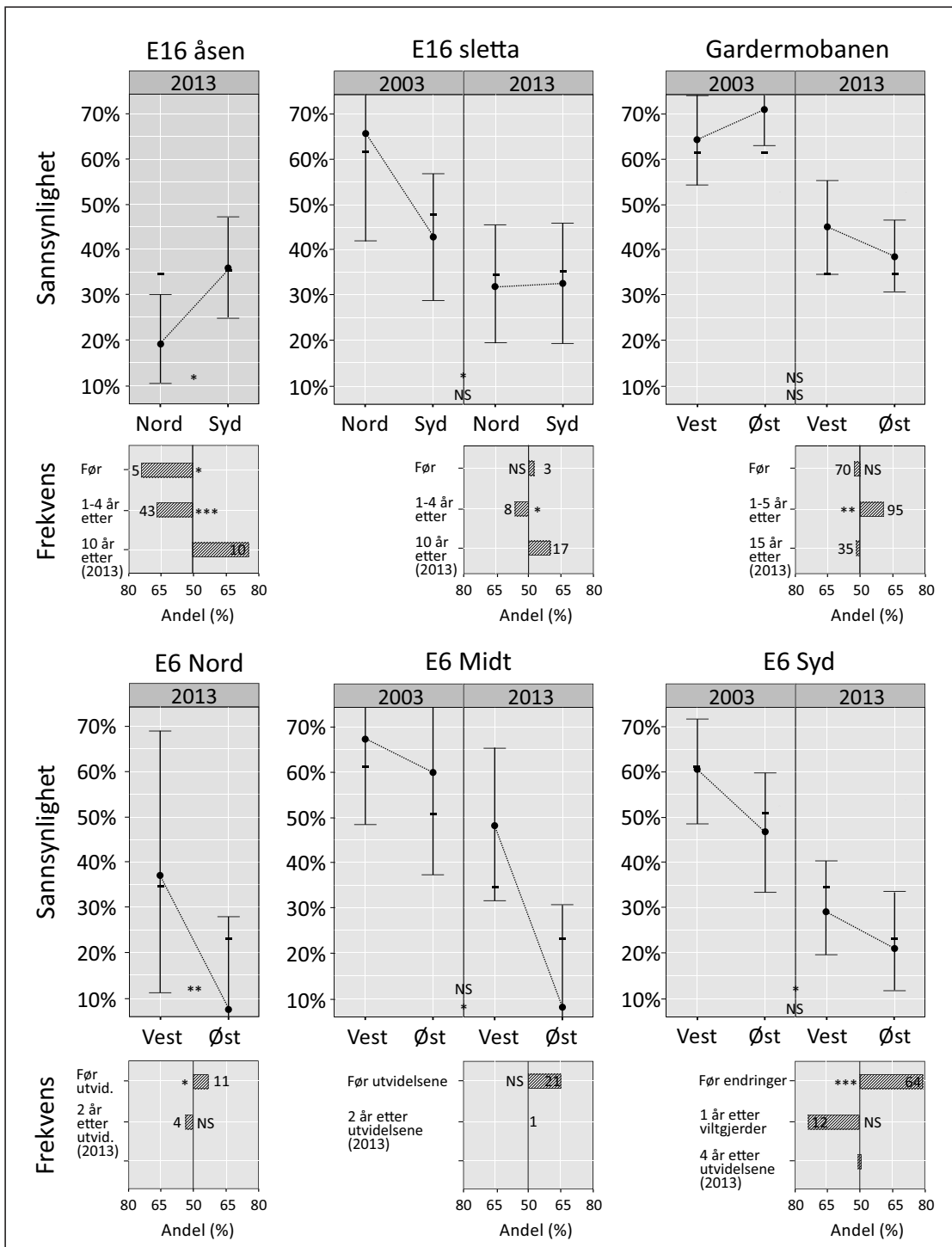
4.2.3.2 Endring på hver side

Siden inndelingen i sektorer også inkluderer plott som ligger et stykke unna trafikkårene, har vi i sammenlikninger mellom 2003 og 2013 sett kun på endringene i nærområdet til trafikkårene. Det var en klar sammenheng mellom tettheten av elg og mattilbudet. Derfor har vi for hver strekning brukt en modell (GAM) der sannsynlighet for å finne møkk er en funksjon av år, side og interaksjon mellom år og side og kvistbiomassen ved måleplottet (radius=10m) og i plottets nærområde (radius=100m) det enkelte år. Disse to biomasse mål er lite korrelerte (VIF=1,6). Dersom interaksjonsleddet i modellen er signifikant uttrykker det at forskjellen i mengden av møkk på hver side har endret seg mellom de to årene.

Figur 4.21 viser hvordan sannsynligheten for å finne elgmøkk i nærområdet til trafikkårene har variert både mellom de to takseringsårene og mellom hver side av en trafikkåre. Som utgangspunktet har vi valgt plott innenfor en avstand av 2,5 km fra trafikkårene, men dersom det for en strekning ikke var plott ut til 2,5



Figur 4.20. Tettheten av møkk målt i sektorene hver side av E16 i tre tidsperioder. 95% konfidensintervall er inntegnet. Linjer er trukket mellom hver side av vegen for å illustrere forskjellene i tetthet. Se figur 3.1 for oversikt på hvor tellingen er utført. I 2003 ble det øst for E6 kun gjort møkktellinger i et område øst for E6 mellom Hauerseier og Dal. Dette representerer en liten del av den nordøstre sektor, og tellingene er derfor ikke tatt med her.



Figur 4.21. Sannsynlighet for å finne elgmøkk i trafikårenes nærrområder i 2003 og 2013, samt dominerende trekkretning i tre tidsperioder (E16 og Gardermobanen før bygging (1994-1995), kort etter og lenge etter; for E6 før utvidelsene og 2-4 år etter). Sannsynligheten for å finne elgmøkk er beregnet innen skogareal på 150 m² og kun målepunkt som er kontrollert begge år er tatt med i beregningen (se figur 3.1). Svart strek viser gjennomsnittet for hele sektoren. Øverste markering av signifikansnivå (stjerne/NS) viser til forskjellen mellom hver side av trafikåren og nederste til om forskjellen har endret seg mellom de to årene. Endringen mellom 2003 og 2013 var statistisk signifikant for alle strekningene og er ikke markert i figuren.

Søylene viser frekvensen av antall kryssinger mot en retning og tallverdiene uttrykker netto antall kryssinger. Signifikansnivå (stjerne/NS) viser til endringer i forhold til målingene i 2013.



km har vi begrenset utvalget på begge sider etter lengste avstand for siden med minst data. Dette gjelder strekningen på E16 over Romeriksåsen (1,5 km) og E6 mellom Nebbenes og Eidsvolltunnelen (1 km) og E6 mellom Dal og Andelva (1,5 km).

Forekomst av elgmøkk i 2013 målt i de samme plott som ble målt i 2003 viste en signifikant reduksjon for alle delstrekninger. Samlet sett var reduksjonen på 46%. Med tanke på barrierевirkninger er det mer interessant å se om utbyggingene har ført til endringer i trekk-mønsteret, og dermed endringer i elgens bruk av nærområdene til trafikkårene.

Ser vi på hva som har vært den dominerende trekkretning i tidsperiodene før bygging (utvidelse av E6), kort etter bygging (for E6 syd etter oppsetting av viltgjerde med viltsluser) og i 2013 viser dette stor samsvar med tettheten av elg. Gjennomgående var det høyest tetthet på den siden som flest elg trakk mot i perioden november-mars. Når det gjaldt dominerende trekkretning var mønsteret påfallende likt for årene som inngikk i perioden før bygging og kort etter. Innenfor de to tidsgruppene var det ingen signifikant forskjell mellom årene, og dermed er de kontrollerte år slått sammen og gjennomsnittverdier benyttet.

Den dominerende trekkretning over trafikkårene og målingene av elgtetthet i trafikkårenes nærområde viste at elgen trakk mot beiteområdene nord for E16 og vest for E6.

E16 mot vest

Før utbyggingen av E16 ser det ut til at en stor andel av trekkelgen krysset vegtraséen allerede i Romeriksåsen og trakk videre østover på vegens nordside. Under den siste vinter vegutbyggingen pågikk var undergangene bygget og viltgjerder satt opp. Den vinteren var det fortsatt en overvekt av elg som trakk mot nord, og tettheten av elg i nærområdet til vegen var høyere på nordsiden. Etter 10 år (2013) var dette endret. Da var det ikke lengre noen forskjell i tetthet og flest elg trakk mot syd.

Gardermobanen

Langs Gardermobanen var tettheten av elg høyere, og her var ingen statistisk sikker forskjell i tetthet på hver side av banen. I både

2003 og 2013 var tettheten av elg i Gardermobanens nærområde høyere enn gjennomsnittlig tetthet i noen av sektorene.

E6

Ved den nordre strekningen på E6 er det kun gjort møkkteLLinger i 2013. Disse viste en markert reduksjon i tetthet på østsiden i forhold til vestsiden. Kameraovervåkingen samme år viste en svak overvekt av trekk mot vest. Det er overraskende at dette området ikke har en tydelig overvekt av elg på trekk mot øst med tanke på at et stort antall elg kommer trek-kende ned mot E6 fra vest tidlig på vinteren. Muligens er de sammenhengende skogområdene vest for E6 mer attraktive vinterstid enn det mer mosaikkpregede jordbrukslandskapet på østsiden.

Ved den midtre kontrollstrekningen på E6 grenser skogområdet vest for vegen opp mot området øst for Gardermobanen. Innenfor 1,5 km fra E6 var det også her mer elg enn snittet for sektoren både i 2003 og 2013. Trekkmønsteret før utvidelsen og den høye tettheten av elg rett vest for E6 tyder på at det her er et visst press for å komme over E6. Øst for E6, i skogområdet mellom motorvegen og Råholt, var tettheten av elg i 2003 nesten som på vestsiden. Det ble ikke gjort sporregistreringer her i 2003, men i årene 1994-1996 krysset i snitt elg 102 ganger i de 5 viltslusene i løpet av de 4 vintermånedene. Etter utvidelsen, hvor slusene ble bytte ut med en undergang, ble tettheten dramatisk redusert øst for vegen. Kun et fåtall elg (3 stk) krysset i viltundergangen.

På den søndre av de overvåkede strekning-er av E6, mellom Hauer seter og Dal var det i den første kontrollperioden ingen viltgjerder. Da dominert trekket mot øst. Viltgjerder med to viltsluser ble satt opp i 1998. Vinteren etter var den dominerende trekkretning snudd, og i 2013 var antall elg som krysset E6 i de to overgangene den samme i begge retninger. MøkkteLLingene viste lavere tetthet i skogom-rådet på østsiden av E6 både i 2003 og 2013.

E16 mot øst

For E16 østover fra Kløfta ble det fra 2005-2007 bygget en ny trasé i en 10 km lengde. Videre østover følger europavegen den samme

trasé som den gamle riksvegen. Over en 6 km lengde, hvor vegen gikk gjennom et mindre skogområde, ble det satt opp viltgjerder. På 5 steder krysset vegen raviner, og her ble det bygget vegbroer. På 1990-tallet var trafikken mindre enn 10 000 ÅDT og det var ingen gjerder som hindret elgen i å passere vegen. Før utbygging var tettheten på begge sider av vegen den samme, mens etter byggingen har den økt mest, spesielt syd for vegen (figur 4.20). Men i 2013 var det takserte areal på sydsiden langt mindre enn på nordsiden, så dermed er det stor usikkerhet i dette estimatet.

4.2.4. Konklusjon barriereeffekter

Fra tellingene av elgmøkk og overvåkingen av elg som har krysset trafikkårene kan vi konkludere med at:

1. Studiene av elgkryssinger før og etter utbygging gir det samme bilde som undersøkelser av bare faunapassasjene. Det tar noen år før elgen tilpasser seg den situasjon som oppstår ved bygging av nye inngjerdede trafikkårer kombinert med faunapassasjer.

2. Tellingene av møkk tyder på at endringer i tetthet av elg i attraktive vinterområder blir mindre enn den generell bestandsendringen målt ved observasjoner under høstjakten. Bestandsreduksjoner for å redusere beiteskader og påkjørsler vil dermed ikke få like stor effekt som bestandsnedgangen skulle tilsi.

3. Byggingen av E16 har ført til en permanent reduksjon i antall kryssinger av elg. Nå trenger ikke en reduksjon i hvor mye elgen krysser en trafikkåre bety at trafikkåren har noen barriereeffekt på populasjonsnivå, ved at elgen blir hindret i å utnytte beitet slik den kunne før utbyggingen. Men endringen i 2013 av den dominerende trekkretning, som før og i årene etter byggingen gikk mot nord, var uventet. Denne endringen gjenspeilte seg også i tetthetsmålingene ved at forskjellen mellom sidene av E16 på strekningen over Romeriksletta var blitt borte. Ut fra trekkmønsteret ser det ut til at endringen har vært størst på strekningen over Romeriksåsen. Årsaken til endringen i trekkmønster og arealbruk er ikke kjent.

4. Ut fra dataene i denne undersøkelsen er det ingen ting som tyder på at Gardermobanen

mellom flyplassen og nord til E6 er noen barriere for elg. Dette er samtidig den strekning på Øvre Romerike hvor det er tettest med passeringpunkt og best tilrettelagte faunapassasjer. Resultatet viser at i et sammenhengende skogområde med kort avstand mellom funksjonelle faunapassasjer vil en inngjerdet trafikkåre kunne bygges uten at det får innvirkning på elgens arealbruk.

5. For E6 førte utvidelsene til 4-felts motorveg også til en reduksjon i antall elgkryssinger. Målingene her ble gjort 2-4 år etter utvidelsene, så det er en mulighet til at antall kryssinger vil øke noe. I den nordre og søndre kontrollstrekningen var tettheten av elg markert høyere vest for motorvegen, og i begge områder skiftet trekket fra en tydelig overvekt mot øst før utvidelsene til omtrent like mange hver veg etter. Endringen er uventet med tanke på at mange elg kommer trekkende ned mot E6 fra vest tidlig på vinteren. Tydeligvis trekker få av disse dyrene over til skogområdene øst for E6.

I den midtre delen av E6 ble det ved utvidelsene gjennomført store endringer i elgens muligheter til å krysse motorvegen. Reduksjonen fra 5 viltsluser til en viltundergang førte til en dramatisk nedgang i antall kryssinger, og dermed også i tettheten av elg i skogområdet mellom E6 og Råholt. Nå er ikke det spesielt kritisk siden dette skogområdet er relativt lite, men det viser hvilken effekt som kan oppstå når det blir få passeringpunkt per veglengde, og disse samtidig blir mye brukt av folk.

Viltgjerder langs trafikkårer bidrar til å lede viltet mot faunapassasjene hvis avstanden mellom dem ikke blir for stor.



Foto: Lars Krempig

4.3 Elgens beite

4.3.1 Treslagsfordeling og beitetrykk

Fra tidligere undersøkelser på Romerikssletta (Kastdalen 1996) viste elgen positiv beitepreferanse for rogn, osp, Salix-arter, furu/einer og gråor i denne rekkefølgen og den unngikk bjørk og spesielt gran. I vurdering av hvordan beitepresset varierer mellom delområdene har vi slått sammen artene med positiv beitepreferanse og bjørk, siden bjørk også er et mye beitet treslag. Målingene viser at elgen har generelt liten tilgang på furu på Romerikssletta, som for elg er en høyt preferert beiteart vinterstid (tabell 4.11). Spesielt gjelder dette ravineområdene i sørvest. Til gjengjeld er her mye av de høyt preferert artene rogn, osp og selje (ROS).

Ser vi på hvilke miljøfaktorer som påvirker beitegrad fremstår avstand til veg som en sterk faktor. I figur 4.22 er dette fremstilt for beitegrad 4. For trær som er lite beitepåvirket vil kurvene i figuren fremstå mye likt det å snu dem på hode. Det ble ikke registrert noen endring i beitepress med avstanden fra skogsbilvege eller fra Gardermobanen.

4.3.2 Beiteressursene

Tidligere er det forsøkt å bruke flybåren LiDAR alene til å estimere kvistbiomassen tilgjengelig for elg (Lone m. fl. 2014). Det gav en relativt stor usikkerhet. I dette prosjektet er det utviklet en metode der kvistbiomassen blir kartlagt gjennom en kombinasjon av opptak fra flyba-



På Øvre Romerike er det lite furu. Vinterstid er furu en preferert planteart for elgen. Små furutrær kan derfor bli utsatt for sterk beiting, spesielt i den nordvestre delen av Romerikssletta.

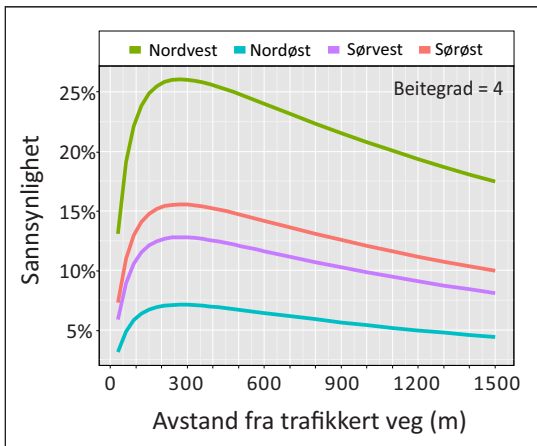
sert LiDAR og optiske satellittdata.

Metoden inneholder mange trinn, og siden det primære i denne rapporten er bruken av biomassekartet, er her kun presentert en oppsummering av resultatene. Mer utførlig dokumentasjon av metoden er å finne i vedlegget.

Tabell 4.11. Treslagsfordeling og verdi for gjennomsnittlig beitegrad (parentes) registrert på trær i høydesjiktet 0,5-3,5 meter i de samme punktene som møkktakseringen. Inndelingen fremkommer ved å dele Romerikssletta i 4 sektorer avgrenset av E6 og E16

Sektor	Furu	Bjørk	ROS	Gran	Samlet
Nordvest	19 % (2,9)	27 % (2,1)	33 % (2,5)	21 % (1,2)	751 (2,2)
Sørvest	5 % (1,9)	41 % (1,5)	49 % (2,0)	5 % (1,1)	112 (1,6)
Nordøst	17 % (2,0)	30 % (1,6)	34 % (2,5)	18 % (1,2)	301 (1,8)
Sørøst	21 % (1,9)	28 % (1,9)	23 % (2,6)	28 % (1,1)	129 (1,9)
Romerikssletta	17 % (2,5)	30 % (1,9)	35 % (2,4)	19 % (1,2)	430 (2,0)

* I bjørk inngår 54 andre løvtrær. I gran inngår også et fåtall målepunkt med einer. I hvert punkt er registrering utført innen en sirkel med areal 12,5 m². Samlet = antall målepunkt.



Figur 4.22. Sannsynlighet for å finne trær som er meget sterkt beitet (beitegrad 4) som en funksjon av avstand til vegger av type: europa-, riks, fylkes, kommunale og private innen de 4 analysesektorene.

De allometriske likninger som i trinn 1 ble utviklet til å beregne kvistbiomassen tilgjengelig for elg på et tre bygger på dimensjonsmålinger og veiing av kvist fra 131 løvtre og 39 furutrær. De hadde en nøyaktighet på 68% (R^2 -verdi) for løvtre og 89% for furu og var basert på målene: diameter ved markhøyde, kronens bredde (to mål), kronens høyde i sjiktet mellom 0,5 til 3,5 meter og en vurdering av kronetetthet i fire graderinger.

Allometriske målinger ble gjort på hvert eneste tre i 224 prøveflater av 25 m². De beste modeller til beregning av kvistbiomasse fra fjernmålte data (trinn 4) oppnådde vi ved bruk av algoritmene «Gradient Boosting Machine» (Friedman 2002, Elith m.fl. 2008) og «Cubist» (Quinlan 1992,1993), og da med et utvalg av 8 variabler. Den viktigste variabel var arealet med trær i høydesjiktet 0,5-3,5 avledet fra LiDAR-dataene i et rutenett på 1 x 1 meter. Fra RapidEye satellitten ble NDVI-indeksen og «nær-røde» kanal benyttet til å skille gran fra furu og løvtrær. Modellenes nøyaktighet for 5 m rutestørrelse ble beregnet ved 10-fold kryssvalidering repetert 10 ganger. Begge algoritmene gav $R^2 = 55\%$. Nøyaktigheten vil øke når en betrakter et større areal.

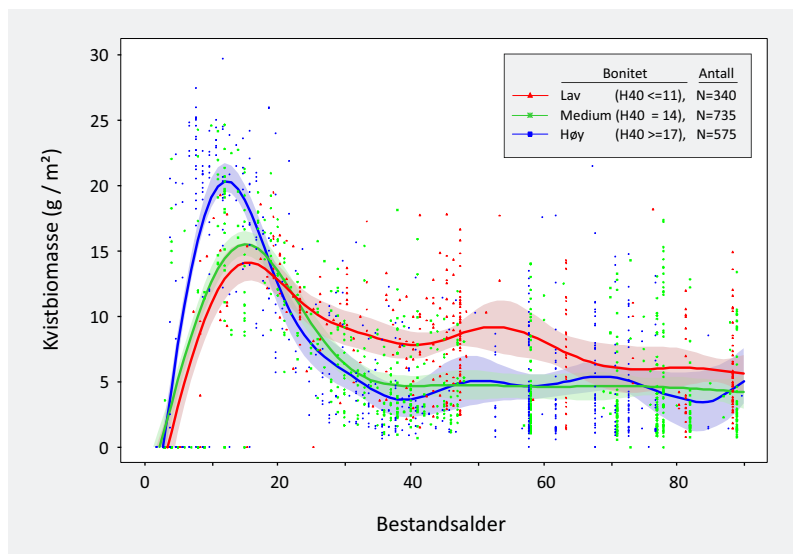
For å få biomassekartet så robust som mulig benyttet vi et simpelt gjennomsnitt av verdiene fra de to beste modellene, og uten vektning siden modellens nøyaktighet var den samme. Bruk av gjennomsnittet av de to modellene



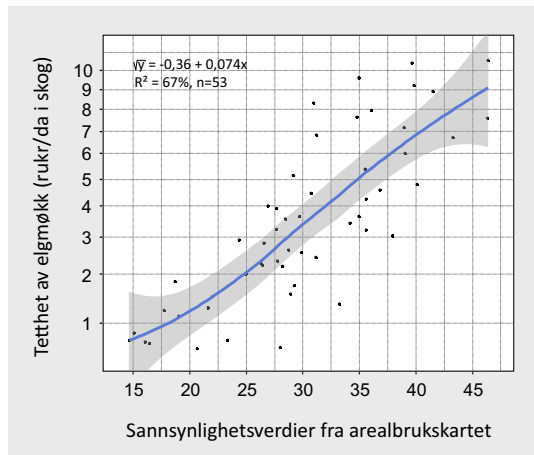
Furu er en viktig beiteplante, mens gran er det ikke. I modellen benyttes optiske satellittdata for å skille disse treslag.

gir et mer robust resultat enn å velge en av dem, siden variablene blir vektet ulikt i de to algoritmene. Kartet er vist i figur 4.29. Uttrekk fra dette kartet er brukt i funksjonsanalysen av faunapassasjene og i utviklingen av en arealbruksmodell basert på tellingene av elgmøkk.

For årlig kunne oppdatere beitekartet ettersom skogen vokser utviklet vi tilvekstkurver for tre bonitetsklasser (figur 4.23). Tilvekstkurvene viser tydelig hvordan beitetilgangen øker



Figur 4.23. Kvistbiomasse tilgjengelig for elg som en funksjon av bestandsalder. Kvistbiomassen er uttrykt ved 70% persentilen i bestandet. Bestandsalder er hentet fra Mathiesen Eidsvold Værk's (MEV) skogkart. Det skraverte areal viser 95% konfidensintervall.



Figur 4.24 Sammenhengen mellom sannsynlighetsverdiene i arealbrukskartet og tettheten av elgmøkk. Det skraverte areal viser 95% konfidensintervall

raskest frem mot 12- 14 års alder. På mark av høy bonitet gikk utviklingen raskest og beitemengdene ble størst. Mark med middels bonitet hadde omtrent samme tilvekst i kvistbiomasse som på lavbonitetsmark, men biomassereduksjonen kom tidligere. Reduksjonen i biomasse fulgte mer det samme forløp som på mark av høy bonitet. Når skogen er blitt 30 år er biomassen redusert til det halve på mark med lav bonitet i forhold til aldersgruppen med høyest biomasse, en tredjedel på middels bonitet og til kun en fjerdedel i de rikeste skogtypene. Sammen med data fra tidsserier av satellittbilder eller annen oppdatert informasjon over ny hogst kan tilvekstkurvene brukes til en løpende oppdatering av elgens beiteressurser.

4.4 Elgens arealbruk

I utviklingen av en arealbruksmodell testet vi en rekke datamineringsalgoritmer ved å sammenlikne resultatet ved 10 ganger 10-fold kryssvalidering. Best resultat til å predikere tilstedeværelsen av elgmøkk fikk vi med algoritmen «Gradient Boosting Machine» (GBM). Den beste modellen oppnådde en AUC-verdi på 0,71 og en feilmargen på 32,6% etter korreksjon for ubalansen i datasettet. For denne typen av økologiske data er dette et absolutt akseptabelt resultat. I ettertid kan det påpekes at når tettheten av elg er på det nivået det var vinteren 2013, så gir et målearealet på 150 m² svært mange plott uten møkk, noe som

vanskeliggjør modellberegningen. Fra arealbruksmodellen har vi produsert et detaljert kart som gir en indeks for sannsynligheten til å finne elg (at elg i løpet av vinteren har vært på en plass og produsert møkk) på Romerikssletta vinteren 2012/2013 (figur 4.30).

Arealbruksmodellens verdier er også sterkt relatert til tettheten av elg. Sammenhengen mellom tettheten av møkk og verdiene i arealbruksmodellen har vi beregnet ved å legge en buffersone på 250 meter rundt hvert møkkplott, og deretter dele buffersonene inn i geografiske enheter som inneholdt minst 20 plott. Totalt gav dette 53 områder i størrelse mellom 113 – 650 ha. For skogdekt areal i hvert område beregnet vi møkk tettheten og sammenliknet denne med gjennomsnittlig verdi fra arealbrukskartet for samme areal. Det viste en sterk, litt kurvlineær sammenheng mellom møkk tetthet og arealbrukskartet ($R^2=67\%$; figur 4.24).

Når det er så god sammenheng mellom tetthet og forekomsten av møkk betyr det at slike prediksjonsmodeller også kan brukes til å gi et rimelig bra estimat på tettheten av elg innen mindre areal, forutsatt at disse ligger innenfor eller i tilgrensende områder til det takserte areal.

Når det gjelder hvilke faktorer som sterkest påvirker elgens arealbruk vil en regresjonstrebasert algoritme som GBM identifisere disse faktorene. Blant et utvalg på over 200 variabler fremstod variablene i tabell 4.12 som viktigst. I analysen er et stort antall variabelkombinasjoner undersøkt, og dersom inkluderingen av en variabel gir mindre enn 1% forbedring av resultatet kommer den ikke med i modellen. Når en variabel ikke er listet i tabell 4.12 betyr det at algoritmen ikke finner kombinasjoner som gir bedre treff enn de listede variablene.

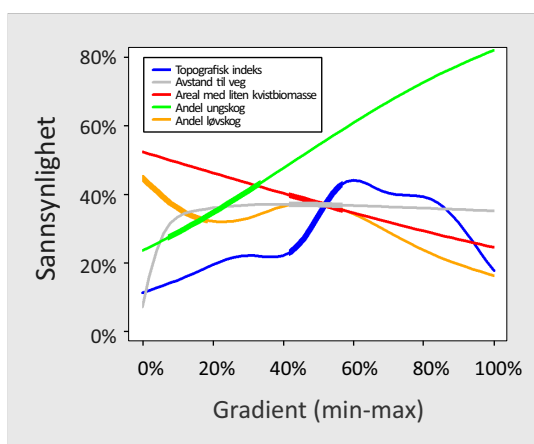
Selv om GBM-algoritmen gir informasjon om hvilke variabler som er mest betydningsfulle i modellen, kan sammenhengene bli tydeligere i parametriske modeller. Siden møkkdataene fra 2013 har en stor andel 0-verdier, har vi i den parametriske analysen først sett på en to-delt modell (Hurdle) med AIC-verdien som kriterium i modellvalget. I denne tilnærmingen analyseres først dataene som binære data og deretter i en regresjonsanalyse for de målepunkt der møkk ble funnet. Dette gir mulighet til å undersøke om det er forskjellige variabler

som påvirker sannsynligheten til å finne møkk og antallet raker i en rute der møkk er funnet.

Mens sannsynligheten for å finne møkk gir informasjon om hvilke faktorer som påvirker elgens arealbruk, forteller antallet mer om hvor lenge elgen oppholder seg på de ulike steder. Hurdle-modellen viste samme resultat som GBM-modellen når det gjaldt sannsynligheten for å finne møkk, dvs. at dette påvirkes av mange variabler (alle med p -verdi $< 0,05$). Derimot kunne antallet raker forklares bare ved variabelen «antallet trær i høydekategori 0,5-3,5 meter». Dette har nok sammenheng med at når elgen først har funnet et sted med et stort antall tre i ideell beitehøyde, så blir den værende på samme sted en god stund.

For å se nærmere på hva som påvirker tilstedeværelsen av møkk har vi også her benyttet en ikke-lineær modelltilnærming (Woods 2011). I den kurvlineære modellen var variablene i tabell 4.12 signifikante på 5% nivå eller bedre, med unntak av «dekningsgrad av skog med trehøyde over 10 m» ($p=0,87$). Den variabelen kom også langt ned på betydningsindeksen i GBM-modellen. Variablene kvistbiomasse og ungskog viste en lineær innvirkning på sannsynligheten, avstand til veg viste ingen effekt bortsett fra i nærområdet til veger, mens topografivariabelen (TPI) og andel løvskog hadde ikke-lineær innvirkning (figur 4.25).

Sammenliknet med resultatet fra GBM-modellen tyder dette på at informasjon om «dekningen av skog med trehøyde over 10 m» er mer kompleks enn selv en ikke-lineær

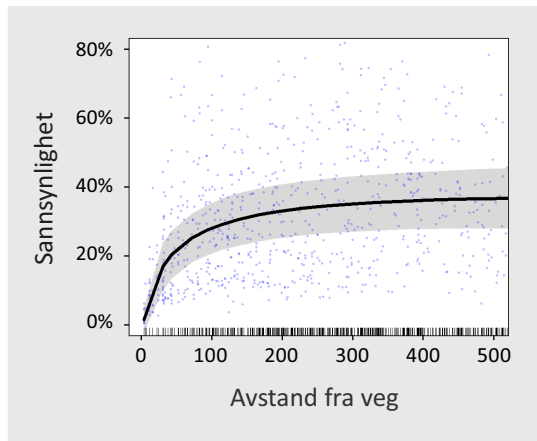


Figur 4.25. Innvirkningen av modellvariablene på tilstedeværelsen av elgmøkk. Figuren må tolkes slik at hver kurve viser hvordan en variabel påvirker sannsynligheten når de øvrige variabler holdes på gjennomsnittsverdien. Skalaen på x-aksen er fremstilt slik at den uttrykker variasjonsrommet innen hver variabel, det vil si at den spenner over den minste til den største verdi som fantes for hver variabel i takseringsplottene. Det tykke partiet på hver kurve viser hvor majoriteten av dataene ligger, og uttrykker intervallet mellom 20%-80% persentilen.

analyse fanger opp. Størst påvirkning på sannsynligheten til å finne møkk har arealet med ungskog i høydesjiktet 0,5-3,5 meter, og ingen annen faktor endret sannsynligheten tilsvarende innenfor det variasjonsrommet vi målte for de enkelte variablene. I figur 4.25 tilsvarer 100% på x-aksen for denne variabelen at det i et område på 150 m² er summert en arealdek-

Tabell 4.12. Variablene som i en klassifikasjon av møkk/ikke-møkk gav best resultat ved bruk av maskinlæringsalgoritmen «Gradient Boosting Machine». Variablene er sortert ut fra den betydningsindeks algoritmen beregner. Feilprosent: 32,6 med AUC: 0.72

Type	Variabler	Sirkelradius (m)
Biomasse	Kvistbiomassen	100
Skog	Areal med ungskog (trehøyde 0,5-3,5 meter)	50
Jernbane	Avstand til Gardermobanen	
Topografi	TPI med radius 1000 meter	
Veger	Avstand til veger bestående av europa-, riks-, fylkes-, kommunale og private veger	
Skog	Dekningsgrad av skog med trehøyde over 10 meter	50
Skog	Areal med løvskog	50
Område	Inndelingen i 4 sektorer	



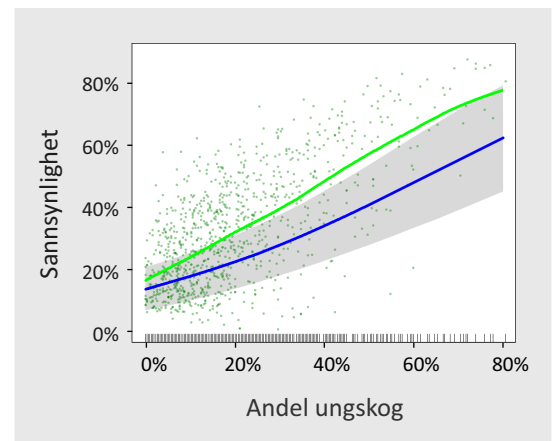
Figur 4.26. Effekten av avstand til veg på elgens arealbruk vinterstid. I beregningen er de øvrige modellvariablene holdt på sitt gjennomsnitt. Det skraverte areal viser 95% konfidensintervall.

ning av ungskogpikslar på ca. 80%. Grunnen til at vi ikke har registrert en dekningsprosent på mer enn 80% er at selv i rene ungskogfelt og frørestillinger finnes det åpne arealer eller enkelte store trær.

Figur 4.25 viser at andelen løvskog i materialet er sterkt forskjøvet mot lave verdier (den brede delen av kurven), og fremviser en reduksjon i sannsynligheten med økene løvskogandel etterfulgt av en midlertidig topp. Dette forløpet er vanskelig å forklare, og kan selvsagt skyldes at NDVI-tersklingen plukker opp mer enn bare løvskogsandelen. Det trengs mer undersøkelser for å avklare dette. Den topografiske indeksen viser at sannsynligheten for å finne møkk er størst på flatene (verdi rundt 0) og på mindre forhøyninger, og mindre på større åser (verdier over 1,0) og i ravedalene (verdi mindre enn 0).

Møkketakseringene viste en svak reduksjon i bruken av nærområdet til europavegene, mens den frastøtende effekten var langt tydeligere for de andre vegkategoriene, bortsett fra skogsbilveger. Best modell ble oppnådd ved å slå sammen vegtypene europa-, riks, fylkes-, kommunale- og private veger, et mønster som også gjenspeilte seg i GBM-analysen. Modellen med den sammenslåtte vegkategori viste tydelig at påvirkningen fra trafikkerte veger inntreffer vinterstid i en avstand av ca 150 meter, og øker sterkt når elgen er nærmere enn ca. 50 meter fra vegen (figur 4.26). Et tilsvarende mønster kom også fram i analyser av de GPS-merkede elgene (delrapport 1).

Det er rimelig å anta at når elg oppholder



Figur 4.27. Effekten av andel ungskog for sannsynligheten for å finne elgmøkk i et 150 m² areal som ligger 30 meter fra vegskulder (blå linje). I beregningen er de øvrige modellvariablene holdt på sitt gjennomsnitt. Kategorien ungskog representerer arealandelen med trær i høydesjiktet 0,5 -3,5 meter. Grønn linje viser beregnet sannsynlighet for å finne møkk i takseringsplottene. Siden de fleste av disse ligger lengre fra veg er også sannsynligheten for å finne møkk høyere. Det skraverte areal viser 95% konfidensintervall.

seg nær veg øker sjansen for at den vil komme til å krysse vegen. Siden sannsynligheten for at elg oppholder seg nær veg blir sterkt påvirket av hvor mye ungskog det er i nærområdet er det interessant å se virkningen av å etablere ungskogsareal nær veg. Figur 4.27 viser hvordan sannsynligheten for å finne møkk 30 meter fra en vegskulder påvirkes av ungskogandelen når de øvrige variabler blir holdt på sitt gjennomsnitt (blå kurve). Det viser at sannsynligheten for å finne elgmøkk, og dermed at elg har opphold seg nær vegen, øker fra ca. 20% når det ikke er ungskogfelt nær vegen til nesten 60% når et større ungskogfelt etableres nær veg.

Den grønne kurven viser hvordan sannsynligheten varierer for takseringsplottene. Her er verdiene for de øvrige variabler slik de ble målt, og siden de fleste av plottene ligger lenger fra veg enn 30 meter, ligger sannsynlighetskurven også høyere.

Resultatet tyder på at når større flatehogster blir utført nær trafikkerte veger bør det bli iverksatt tiltak innen 4-5 år (se tilvekstkurvene i figur 4.23) for å hindre at elg kommer ut i vegbanen og dermed fører til en økning i antall elgpåkjørsler.

4.5 Elgen på Øvre Romerike

Resultatene så langt i rapporten har omhandlet analyser med direkte relevans til andre områder. For studieområdet på Øvre Romerike kan dataene gi ytterligere informasjon om situasjonen. I prosjektets regi er det laget kart som viser hvor det beste vinterbeitet er å finne på Øvre Romerike og i hvilke områder av Romerikssletta elgen foretrekker å oppholde seg vinterstid. Samtidig er det, for noen deler av de største trafikkårene, undersøkt i hvilken grad disse utgjør et hinder for elgens ferdsel, og hvordan de etablerte faunapassasjene fungerer. Samlet gir dette et bilde av hvilke arealer som har størst betydning for Romerikselgen.

En kjennskap til hvordan skogområdene på Romerikssletta har blitt endret de siste 35 år kan gi en indikasjon på hvor det største presset på de gjenværende skogarealene vil komme. Det er undersøkt ved å benytte en tidsserie med satellittdata som viser utviklingen i skogarealene de siste 30 år. Denne informasjonen bør brukes aktivt i videre arealplanarbeid på Øvre Romerike, da det er rimelig å anta at de områder som har hatt den største nedgang i skogareal de siste 30 år og så vil ha det største utbyggingspresset i årene som kommer. For Romerikselgen er det viktig å oppretteholde gode trekkveger på tvers av trafikkårene.

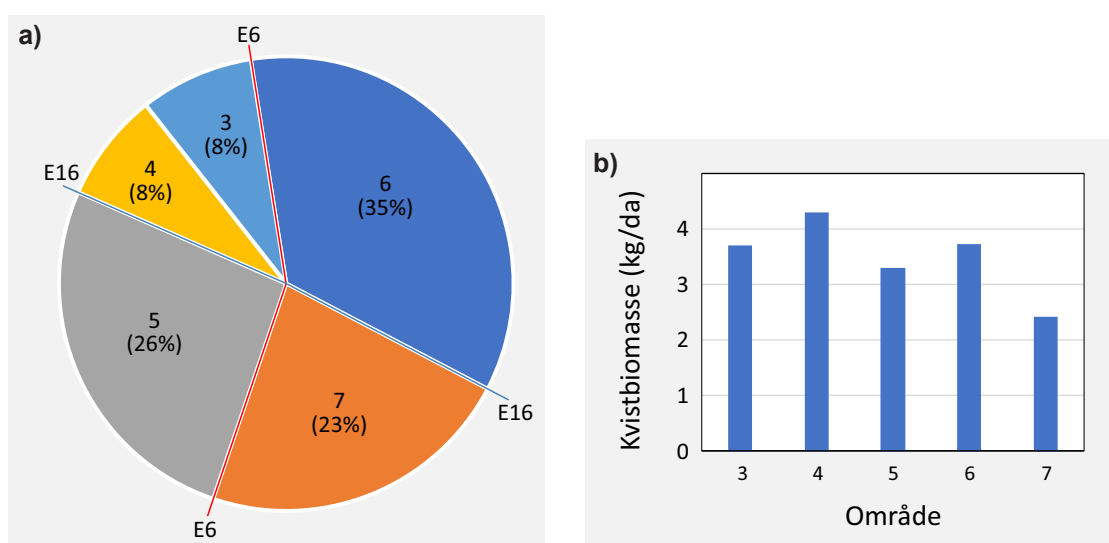
4.5.1 Romerikselgens vinterbeite

Beiteressursene er større øst for E6 (53%) enn i vinterområdene vest for E6 (arealet under høydekvote 260 meter, figur 4.28a). Kartet over tilgjengelig kvistbeite viser også i detalj hvor Romerikselgen kan finne mest mat vinterstid (figur 4.29). De største beitemengdene finner elgen på Romeriksslettas nordøstre del i området mellom E6 og E16 (delområde 6 i figur 4.34). De beste beiteforholdene ligger derimot rett nord og øst for flyplassen, da biomassen av tilgjengelig kvist per skogareal er størst her (figur 4.28b). Det er nok også årsaken til at elgen som om sommeren oppholder seg i de høyereliggende skogområdene i vest, trekker først og fremst ned til disse områdene om vinteren.

4.5.2 Romerikselgens arealbruk

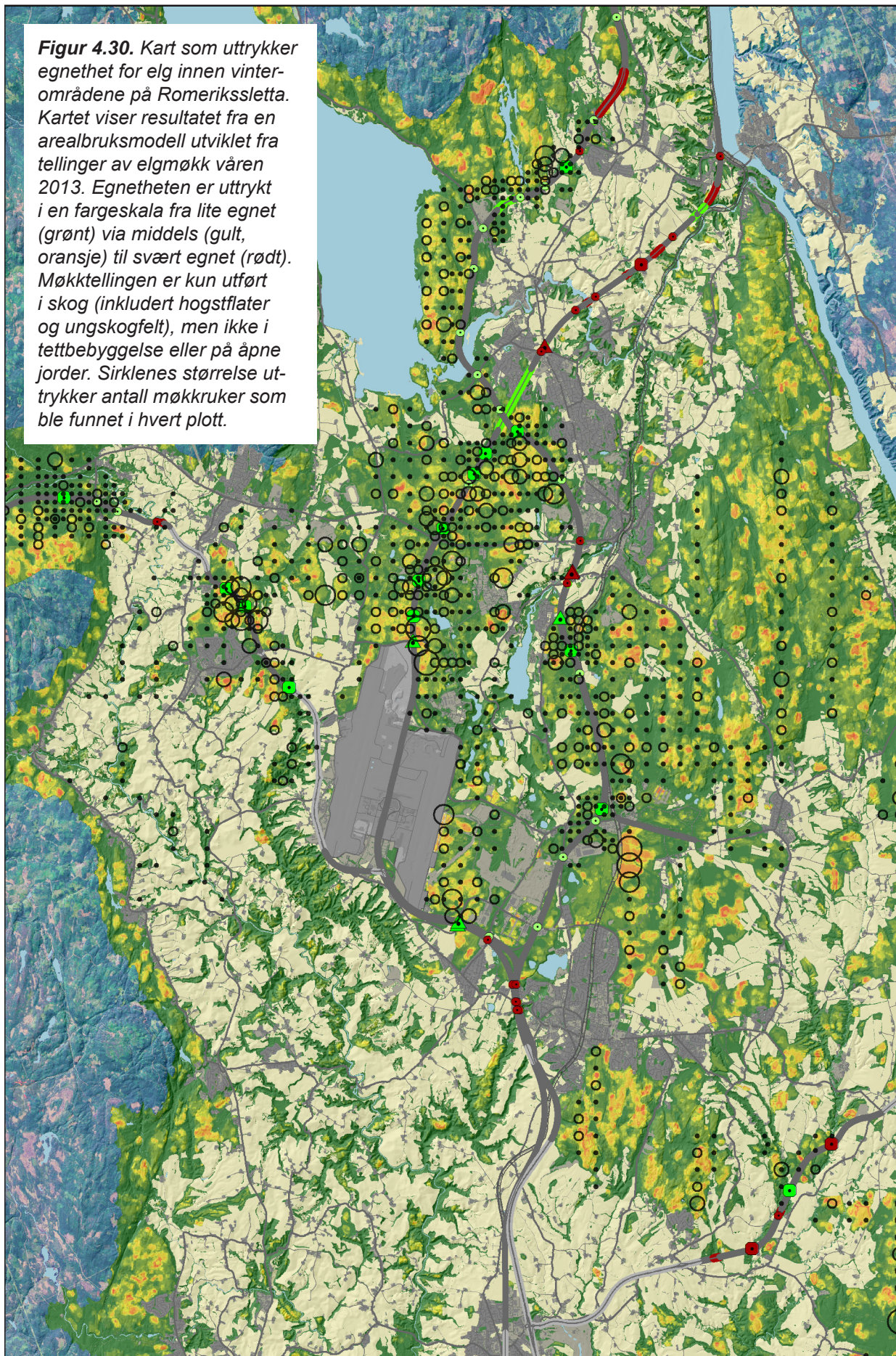
Kartet, som er laget ut fra arealbruksmodellen, viser hvordan elgen brukte arealene på Romerikssletta vinteren 2013 (figur 4.30). Siden dataene bak modellen kommer fra de plott som ble kontrollert for elgmøkk våren 2013, er kartet mest pålitelig innenfor takseringsområdet (figur 3.1). Utenfor området, slik som for arealene langs Hurdalssjøen og i sydvestre delen av Romerikssletta, er kartet mer usikkert.

Områdene på begge sider av Gardermobanen nord for flyplassen var mye brukt før utbyggingen av Gardermoen til ny hoved-



Figur 4.28. Fordeling av vinterbeiteressursene på Romerikssletta innen 5 delområder (venstre) og biomassen av vinterkvist per skogsareal innen de samme områder (høyre). Estimater hentet fra kartet over beiteressurser som er utarbeidet i prosjektet. Lokaliseringen av områdene er vist i figur 4.34.







flyplass (Kastdalen 1996), og er fortsatt mye brukt av elg. Det samme gjelder skogområdene på begge sider av E16 ved Bjørkåsen. Sør for Hauer seter er et annet område som peker seg ut i arealbrukskartet, som det også gjorde i beitekartet. Dette er et furudominert område som ble avvirket i etapper i årene 1994-2012, og dermed består av skog i en vekstfase med høy tetthet av elgbeite. I dette ungskogområdet ble også mange (8 stk) av de GPS-merkede elgene fanget (figur 2.3.1 i delrapport 1).

Arealbrukskartet i figur 4.30 er produsert fra 8 ulike variabler (tabell 4.15). Likevel, ved å sammenlikne kartet med beiteressurskartet i figur 4.29, er det tydelig å se at beiteressursene har stor betydning for hvor elgen oppholder seg. I noen områder er kartene avvikende. I disse områdene er det andre faktorer enn beiteressursene som sterkere påvirker elgens arealvalg. Siden det er en sterk sammenheng mellom verdiene i arealbrukskartet og tettheten av møkk, gir kartet også et godt bilde på hvordan tettheten av elg var fordelt på Romerikssletta vinteren 2013. Siden arealbruksmodellen bygger på data fra 8 andre kartprodukt, er modellen også egnet for å lage scenario over effekter av ulike arealutbygginger.

4.5.3 Er trafikkarer på Øvre Romerike et ferdselshinder?

Undersøkelsen i kapittel 4.2 indikerer at E6 gjennom Øvre Romerike utgjør et ferdselshinder for elg. Nord for Andelva er det flere steder hvor vilt kan krysse på en sikker måte, men syd for Andelva er det få. To viltoverganger er blitt bygget på strekningen mellom Dal og Hauer seter med en avstand på 3,8 km.

Disse to overgangene ligger i et område på Romerikssletta hvor det er sammenhengende skogareal inn til E6 på begge sider. Funksjonaliteten til disse to passasjene er dermed av avgjørende betydning for å opprettholde en rimelig grad av utveksling mellom arealene vest og øst for E6 på Øvre Romerike. Faktisk er dette det eneste området mellom Lillehammer og Oslo hvor større skogområder strekker seg inn til E6 på begge sider, og hvor det samtidig er egnede ferdselsveger for vilt i øst-vestlig retning.

For elg som trekker til Romerikssletta vinterstid fremstår ikke Gardermobanen som noe større hinder. Flere store faunapassasjer i det meste brukte vinterområdet bidrar til dette.

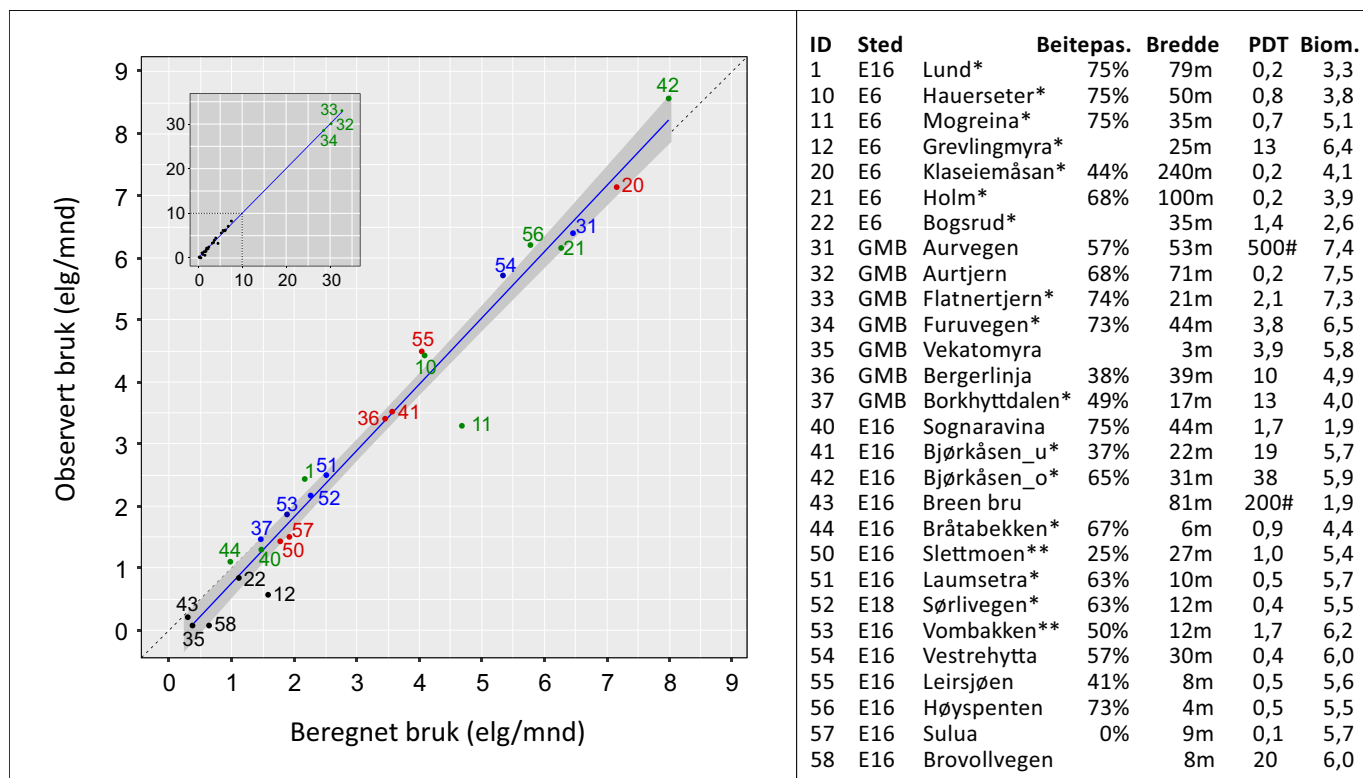
E16 over Romeriksåsen går, på samme måte som Gardermobanen, gjennom sammenhengende skogområder. Likevel tyder data på at E16 i dette området er et større hinder enn Gardermobanen. På strekningen der E16 går over Romerikssletta til Gardermoen, har utbyggingen også ført til et endret trekkmonster. Deler av denne strekningen går gjennom et området med skog på begge sider av vegen. Men området er lite og omkranset av jordbruksland og tettbebyggelsen ved Nannestad. Dermed er det også vanskeligere for elgen å utnytte faunapassasjene.

Før og i årene etter at vegen over Romeriksåsen ble bygget var det her et markert trekk fra syd over vegtraséen. Trekkmonstret viste at flest elg trakk mot områdene nord for flyplassen. Når målingene i 2013 viste at den dominerende trekkretning var snudd, og forskjellen i tetthet utjevnet, kan det tyde på at noe har skjedd. Endringene i trekkmonster bør nok følges opp for å se om endringen er blitt mer permanent.

4.5.4 Fungerer passasjene som forventet?

En modell som gir en god forklaring på hvilke faktorer som påvirker elgens bruk av faunapassasjer gir også muligheten å identifisere hvilke passasjer som fungerer godt, og ikke minst hvilke som ikke fungerer så godt. Dersom en passasje blir brukt lite eller mindre enn forventet fra modellen kan det være verdt å se nærmere på hva som kan bedre funksjonaliteten. Gjennom å endre verdiene på variabler vi kan påvirke i passasjemodellen kan scenario lages for å se hva som mest begrenser elgens bruk. Passasjemodellen kan dermed være et verktøy til å identifisere hvor det bør iverksette tiltak og hva som må gjøres.

I figur 4.31 er elgens forventede bruk vinterstid (fra passasjemodellen) sammenliknet med den observerte bruken. Regresjonslinjen mellom forventet og observert bruk har et stigningstall litt over 1. Det viser at modellen gir en



Figur 4.31. Observert bruk av passasjene i forhold til beregnet bruk. Figuren illustrerer hvilke passasjer som fungerte dårligere enn forventet (punkt under den blå regresjonslinjen) og hvilke som fungerte bedre. For passasjer med store avvik (11,12,42) er trolig elgens bruk også påvirket av andre faktorer enn de som var inkludert i passasjemodellen. Siden faunapassasjene på Gardermobanen ved Aurtjern, Flatnertjern og Furuvegen var så mye mer brukt enn de øvrige, er bruken av disse vist i et eget vindu.

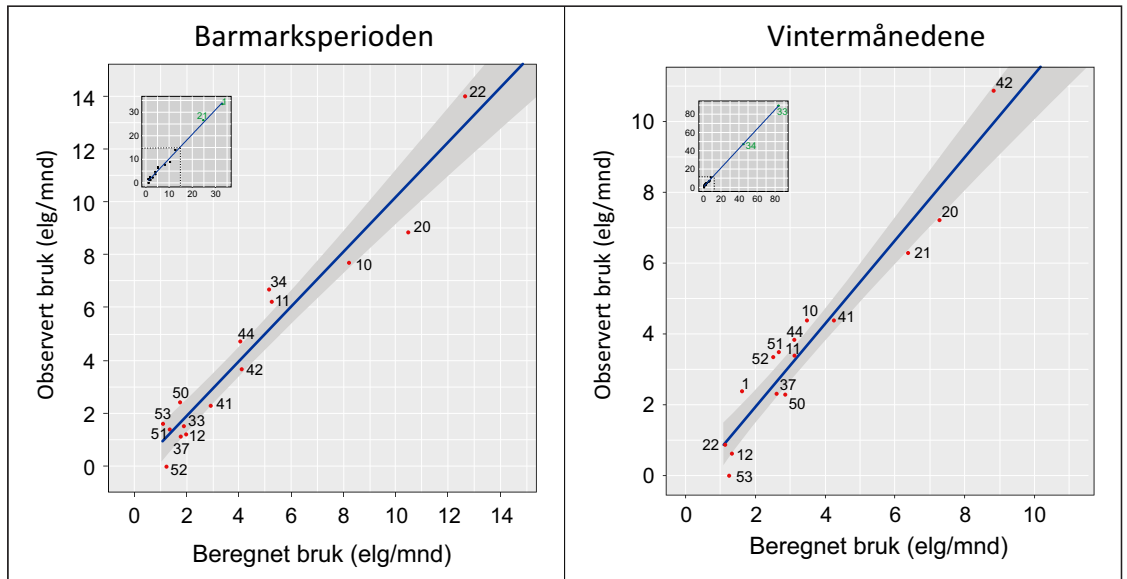
Merk at figuren ikke uttrykker modellens nøyaktighet siden de observerte verdiene inngår i modellutviklingen. Kryssvalideringen gir et bedre uttrykk for dette (side 55). Avviket fra den svarte stiplede linjen med stigningsforholdet 1: 1 viser at passasjemodellen gir en svak overestimering for lave verdier og svak underestimering for passasjer som er mye brukt av elg. Dette fremkommer trolig fordi det i modellen mangler en eller flere variabler som påvirker elgens bruk. Det skraverte areal viser 95% konfidensintervall for en linje gjennom datapunktene i figuren.

I vurdering av de enkelte passasjers funksjonalitet er det av interesse å se om bruken er dominert av elg på trekk mellom beiteområder (sesongmessig trekk) eller av elg ved forflytninger i lokale beiteområder (se teksten). Passasjene som ble brukt mest av elg på trekk er vist med røde farge, de beiterelaterte passasjene i grønt, passasjer uten noen tydelig dominans i blått og passasjer med for lite data til å vurdere bruksform i svart. * viser passasjer med viltkamera utplassert i 2012-2013 og # viser til at beregningene er hentet fra trafikk tetthetsmålinger (ÅDT). PDT= person døgntrafikk. Biom.= kvistbiomasse i kg/da innenfor 1 km.

svak overrepresentasjon i elgens bruk for lave verdier og tilsvarende underrepresentasjon for mye brukte passasjer.

Modellen viser at overgangen på E6 ved Mogreina og undergangen ved Grevlingmyra blir brukt langt mindre enn forventet ut fra de 7 variablene som inngår i passasjemodellen. Noe tilsvarende gjelder undergangen ved Brovollvegen på E16. For Brovollvegen har vi ikke målinger på biltrafikken, så muligens er graden av menneskelig forstyrrelse under-

stimert i modellen. Undergangene på E16 ved Leirsjøen, Høyspentlinja, Vestrehytta og Bråtabekken, samt overgangen ved Bjørkåsen ble derimot blir brukt noe mer av elg enn forventet. De øvrige passasjer ble brukt omtrent som forventet i modellen. Årsaken til at undergangen ved Grevlingmyra blir brukt mindre enn forventet, er trolig at for elg som kommer fra vest gir den kun tilgang til det begrensede skogområdet vest for Råholt og at bebyggelsen ved Råholt begrenser elgens



Figur 4.32. Samme fremstilling som i figur 4.31, men med data kun fra kameraovervåkingen i 2012/2013 og fordelt på vintermånedene og barmarksperioden.

ferdsel i østre kant av dette skogområdet. For overgangen ved Mogreina trengs nærmere studier av elgens forflytninger i nærområdet til passasjen for å avklare årsaken. Men trolig utgjør jernbanen, som går nesten parallelt med E6 rett øst for overgangen, et ekstra hinder som ikke er fanget opp i passasjemodellen (se bildeeksemplet på side 34).

I en videre vurdering av passasjenes funksjonalitet er det av interesse å se om bruken er dominert av elg på trekk mellom beiteområder (sesongmessig trekk) eller av elg til forflytninger innen lokale beiteområder. Dersom det er en høy andel beiterelaterte passeringer, tyder det på at en større andel av de dyr som passerer benytter passasjen aktivt i sitt beitesøk; en indikasjon på at selve passasjen fungerer godt. For å undersøke dette nærmere har vi for hver passasje og måned beregnet andelen beiterelatert passeringer (se side 62 av hvordan dette er definert).

I figur 4.31 er passasjene karakterisert til trekkrelaterte passasjer (merket rødt i figuren) dersom andelen beitespor er under 50% og typisk beiterelatert passasjer (merket grønt) når andelen beitespor er over 65%. Vi vil forvente at de mest brukte passasjene er passasjer der beiterelatert bruk dominerer. De tre mest brukte passasjene i undersøkelsen ligger alle i den beitedominerte kategorien. Men blant

passasjene som har en mer moderat bruk (6-10 elg/måned) finner vi to som avviker. Undergangen ved Klaseiemåsan er dominert av elg som passerer i en retning. En årsak til dette kan være at undergangen er så lav på den ene siden at elg vil måtte bøye hode for å komme frem, og dermed bruker undergangen mest fra den åpne siden.

Overgangen ved Aurvegen ligger i det meste benyttede beiteområdet på vestre delen av Romerikssletta. I de nærliggende passasjene dominerer beiterelaterte vandringer. Siden passasjen er kombinert med en trafikkert veg, bruker elgen den i mindre grad til lokale beitevandring. Undergangen ved Vestrehytta og Høyspentlinjen er de mest brukte passasjene på E16 over Romeriksåsen. Det er overraskende at Høyspenten blir brukt så mye med tanke på hvor smal den er. Trolig skyldes den aktive bruken av denne undergangen et stort oppslag av ungskog under kraftlinjen som får et fåtall elg til å beite på begge sider av vegen tidlig på vinteren.

To av passasjene som er *lite* i bruk har også en dominans av beiterelatert passeringer. Når en passasje er lite brukt og en stor andel av ferdselen går begge veger, er det stor sannsynlighet for at bruken kommer fra et fåtall elg. For disse passasjene er den høye beiterelaterte bruken neppe knytt til god funksjonalitet. Un-

dergangene ved Sogna-ravinen og Bråtabekken har begge mindre beiteressurser i nærområdet enn gjennomsnittet, noe som underbygger at den registrerte bruken kommer fra et fåtall individer.

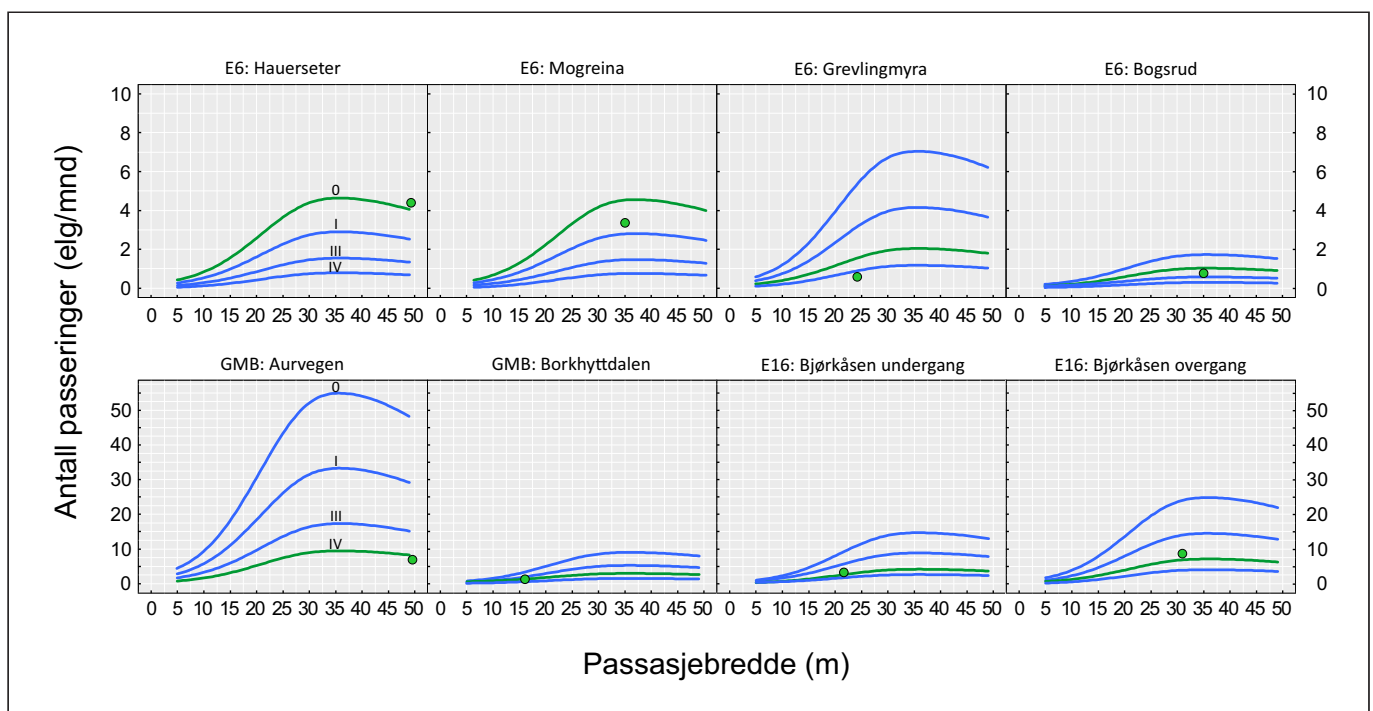
Siden elgens bruk sommerstid kun kommer frem ved kameraovervåkingen, har vi presentert en modell for bare disse data (figur 4.32). Men her må bemerkes at det inngår færre passasjer og kun passasjer som var forventet å være egnet for elg. De to figurene viser at for enkelte av passasjene var det store forskjeller i elgens bruk mellom vinter og barmarksperioden. Spesielt markert er reduksjonen i bruken av passasjene på Gardermobanen og ved Bjørkåsen om sommeren og økningen i bruken av passasjene ved Lund, Bogsrud og Holm.

4.5.5 Kunne funksjonaliteten vært bedre?

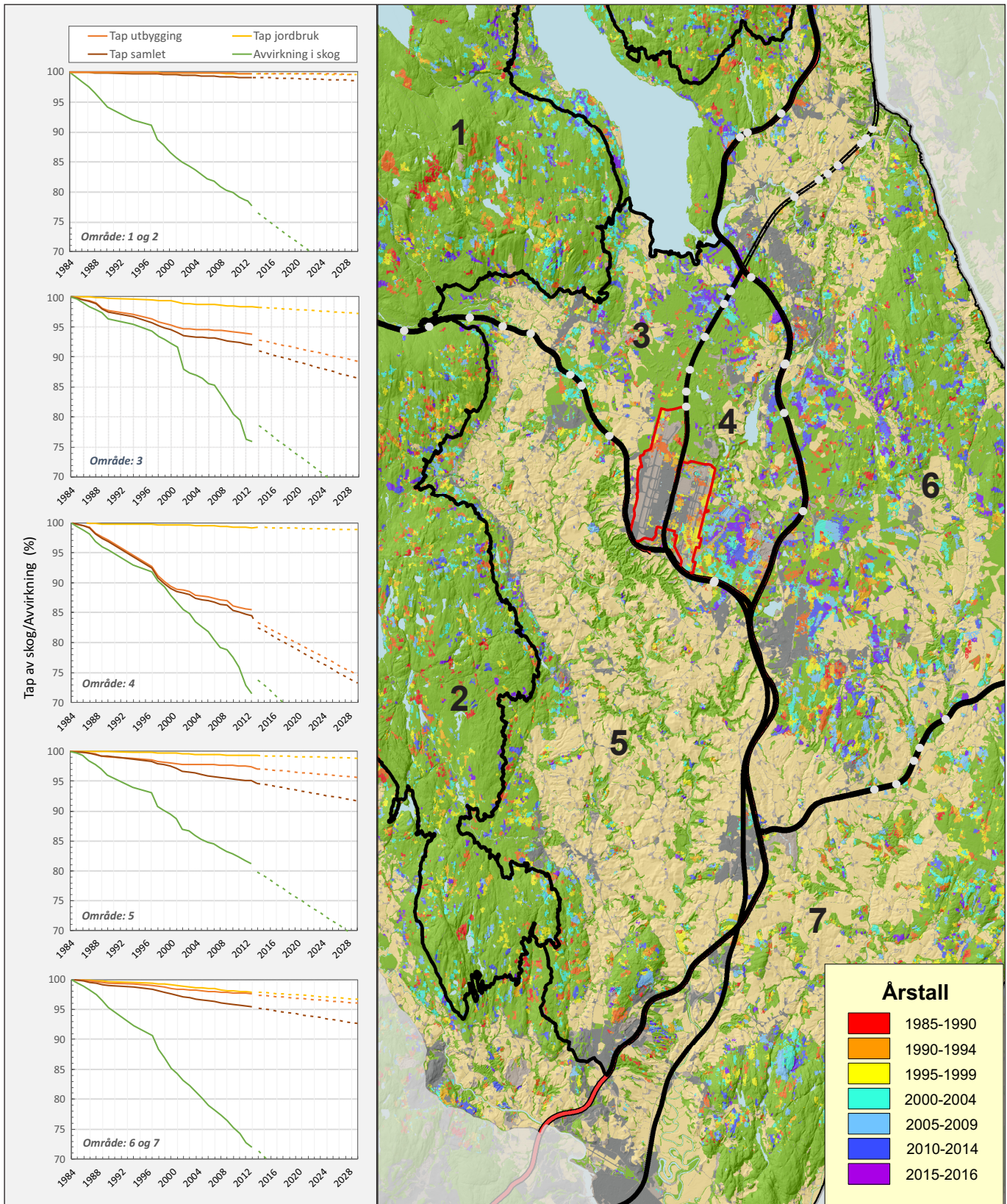
Ser vi nærmere på et utvalg av passasjene med tanke på hvordan bruken vinterstid kunne vært dersom de var bygget med en annen bredde

eller hatt en annen forstyrrelsesgrad, får vi scenario som vist i figur 4.33. Overgangene Hauer seter og Mogreina på E6 er svært kritiske for å opprettholde en passeringskorridor for vilt på tvers av europavegen. Dersom disse blir tilrettelagt slik at de får økt menneskelig ferdsel, vil det føre til en ytterligere økning i barrierevirkningen av E6.

Fra modellscenarioet ser vi også at undergangen ved Grevlingmyra ville blitt brukt 2-3 ganger så mye av elg, dersom den var mindre brukt av folk. Tilsvarende indikerer modellen at overgangen på Gardermobanen ved Aurvegen, ville hatt langt større bruk dersom den ikke var kombinert med en veg. Derimot, ville redusert menneskelig ferdsel ikke fått samme virkning for passasjene ved Borkhyttedalen, Bjørkåsen og Bogrud, siden flere andre faktorer virker begrensende her. Overgangen på E16 ved Bjørkåsen er igjen en passasje som ut fra beliggenhet og dimensjoner har potensiale til å doble elgens bruk om vinteren dersom det var lite forstyrrelser på den.



Figur 4.33. Scenario som viser elgens beregnede bruk for 8 av faunapassasjene dersom disse var bygget med en annen bredde eller hadde en annen grad av menneskelig forstyrrelse. Grønn linje viser passasjenes forstyrrelseskategori. Grønt punkt er plassert ved passasjens bredde og viser antall elgpaseringer som ble registrert.



Figur 4.34. Tap av skog til utbygging, jordbruksareal og tradisjonell skogavvirkning i prosent av situasjonen i 1984. Dataene er fremkommet fra en 30 års tidsserie med bilder fra satellittene Landsat 5 og Landsat7. Stiplede linjer viser et estimat frem til 2030 basert på en lineær trend mellom 1984 og 2013.

Område 1 og 2 er høyereliggende sommerområder, område 3-4-5 er mest brukt som vinterområde og område 6 og 7 er helårsområder. Skog som er fjernet og flatehogst er markert med ulik farge etter årstall.

4.5.6 Tap av skogområder på Øvre Romerike

For å vurdere hvilke deler av Øvre Romerike som er mest utsatt for reduksjon i beitetilbudet på grunn av tap av skogareal, og dermed også reduksjon i landskapets funksjonalitet for vilt generelt, har vi sett på hvordan skogarealene har blitt endret de siste 30 år. Figur 4.34 viser reduksjonen i skogareal siden 1984 og en prognose for endringene frem til 2030. Prognosen er basert på at tap av skogareal kommende år blir på samme nivå som tidligere, dvs. en lineær videreføring av trenden de siste 30 år. Bruk av en ren lineær trend fanger ikke opp en økt avskoging i senere år, derfor kan det i figuren oppstå et hopp fra reell avvirkning til prognose.

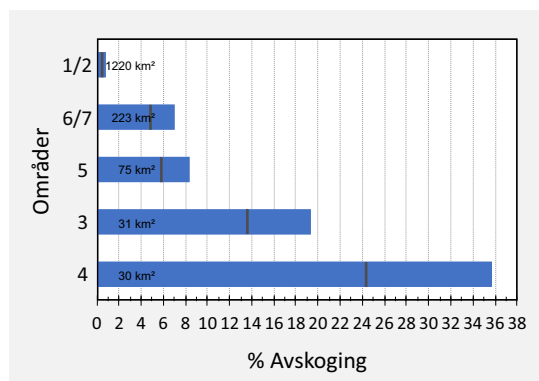
Arealene der skog er blitt fjernet, enten ved at arealene er dyrket opp, bygget ut eller ved tradisjonell avvirkning, er i kartet fargelagt etter hvilken 5-årsperiode hendelsen inntraff. Kartet viser at den største utbygging har skjedd på Romerikssletta i området avgrenset av Gardermobanen i vest, flyplassen i sør og

Hurdalsjøen i nord. I dette området er størst avskoging registrert i perioden frem til år 2000, deretter er utbyggingsraten noe redusert. Men også etter år 2000 har dette området hatt et større utbyggingspress enn de øvrige områder.

Det tilgrensende området vest for Gardermobanen (område 3 i figuren) har også et markert utbyggingspress, selv om avskogingstakten her har vært under halvparten av område 4 de siste 30 år. I de øvrige områder av Romerikssletta inkludert kantsonen mot skogområdene i vest er utbyggingstakten markert mindre.

Dersom reduksjon i skogareal fortsetter i samme tempo som til nå, vil de områder av Romerikssletta som i dag har det beste vinterbeitet (område 3 og 4) raskt bli redusert i areal. Det gjelder spesielt området mellom Gardermobanen og E6, hvor tap av skogareal vil være over 35% i 2030 sett i forhold til 1984-nivået (figur 4.35). Det vil redusere områdets bæreevne med tanke på å være et vinterbeiteområde for elg som presses ned i lavlandet av snøforholdene i høyden. Et redusert beitetilbud i dette området øker betydningen av å ha en god vandringskorridor til beiteområdene øst for E6.

Dersom utbyggingen av arealene skjer uten en overordnet plan for å opprettholde en skogkorridor i øst-vestlig retning mot faunapassasjen ved Mogreina og Hauersetet vil ferdskorridoren som viltet i dag benytter miste sin funksjon. Disse faunapassasjene får da redusert funksjonalitet, ved at færre dyr finner frem til dem. I tilgrensende områder til disse passasjene er det viktig at kommunene, fylkeskommunen og fylkesmann fører en spesielt restriktiv arealforvaltning.



Figur 4.35. Prognose for hvor stort skogareal som vil være fjernet om 15 år (2031) sammenliknet med situasjonen i 1984. Beregningen er basert på at avvirkning av skogareal de neste 15 år blir på samme nivå som i perioden 1984-2016 (oppdatert med 3 år i forhold til figur 4.34). De loddrette merkene på søylene viser skogreduksjonen slik den var i 2016. Tallene for skogarealet i 1984 er beregnet ved først å ajourføre NMBU's AR5-kart til situasjonen i 2016 og deretter inkludere skogarealet som ble målt avvirket frem til 2016. Avvirket skogareal er beregnet fra en tidsserie med bilder fra Landsat-satellittene (1984-2016). Områdenes lokalisering er vist i figur 4.34.



5 Oppsummering og anbefalinger

5.1 Datasettet

Denne rapporten gir kunnskap om faktorer som påvirker elgens bruk av faunapassasjer og hvordan større samferdselsutbygginger påvirker elgens arealbruk. Selv om undersøkelsene kun omfatter elg, har resultatene stor relevans også for andre viltarter, spesielt hjortevilt. De resultater som presenteres i rapporten er blitt mulig fordi det på Øvre Romerike er gjort registreringer av elgens forflytninger og arealbruk om vinteren i mange år (totalt 12 år), og fordi registreringene startet i *forkant* av den massive utbygging av tilførselsårer, som startet etter at Gardermoen i 1992 ble valgt til ny hovedflyplass. Totalt er det undersøkt effekter fra 12 ulike faktorer som alle kan tenkes å påvirke elgens bruk av faunapassasjer.

Den lange perioden med innsamling av data har også gjort det mulig å fange opp effekter av tidsrelaterte faktorer som årlig variasjon i snømengder, effekter av sesong, utføring og alder etter åpning av nye faunapassasjer, og det har styrket datagrunnlaget betraktelig sammenliknet med få års overvåking. Videre har produksjonen av et nytt detaljert kart over fordelingen av elgens vinterbeite på Øvre Romerike fått stor betydning for å forstå variasjonen i elgens bruk av faunapassasjene.

Dataene fra Øvre Romerike er trolig det mest omfattende materiale vi har i Norge på effekter av store samferdselsutbygginger på vilt, men innsamlingen av data er ikke gjort som en del av en koordinert undersøkelse for å måle effekter av ulike avbøtende tiltak. Data er blitt innhentet gjennom flere uavhengige prosjekt, ofte initiert ut fra lokale ønsker om mer kunnskap. Den manglende koordinering gjør overførbarheten av resultatene noe svakere enn dersom materialet var innsamlet på en mer konsistent måte. Det anbefales derfor på det sterkeste at det ved nye større samferdselsprosjekt blir gjennomført systematiske før- og etterundersøkelser i større grad enn i dag. Slike undersøkelser må få en robust design, komme i gang før utbyggingen starter og pågå flere år etter ferdigstillelse. Med en robust design vil

det være mulig å utnytte data innsamlet fra ulike områder langt bedre. Det vil også være god samfunnsøkonomi med tanke på både totalkostnadene ved nye samferdselsprosjekt og på kostnadene til de avbøtende tiltak for vilt, som blir bygget ved slike utbygginger.

5.2 Faunapassasjer - bruk og funksjonalitet

Et viktig mål i prosjektet var å undersøke hvilke faktorer som påvirker faunapassasjens funksjonalitet. I analyser der det blir registrert hvor mye passasjene blir brukt er det ønskelig å korrigere for forventningen. Forventet bruk av faunapassasjer kan betraktes som proporsjonal med tettheten av elg i passasjenes nærområde. Tettheten av elg i passasjenes nærområder ble beregnet for vintersesongen 2013 basert på tellinger av elgmøkk. Med den tetthet av elg som var i studieområdet i 2013 var det nødvendig med minst 20 kontrollplott av 150 m² for å få et stabilt estimat. Tettheten av elg ved hver passasje ble derfor beregnet fra plottene som lå innenfor en avstand av minimum 1 km.

Analysen av data fra vinteren 2013 viste at en korreksjon for antall elg i passasjenes nærområde gav minimal endring i de øvrige forklaringsfaktorer sammenliknet med en modell uten tetthetsinformasjon. Analysene viste også at antall elg i passasjenes nærområde først fikk innflytelse på modellene når tettheten av elg var meget høy. En årsak til at lav til moderat tetthet av elg i liten grad påvirker bruken av faunapassasjene kan være at det er en terskeeffekt i elgens arealseleksjon når det gjelder beitetilbudet. Dette er et viktig resultat som indikerer at analyser over elgens bruk av faunapassasjer, uten data om tetthet av elg i passasjenes nærområde, gir et riktig bilde på funksjonaliteten.

Resultatene viser at elgens bruk av faunapassasjer om vinteren kan bli forklart med høy nøyaktighet (85%) ved hjelp av en regresjonsmodell bestående av syv signifikante faktorer. Høy forklaringsgrad indikerer at modellen

inneholder faktorer som er viktige for elgens bruk. I tillegg til å belyse hvordan faktorene påvirker elgens bruk, kan modellen også fortelle hvor godt de enkelte passasjene fungerer.

5.3 Faktorer som påvirker faunapassasjens funksjonalitet

Mattilbudet i passasjenes nærområde var den faktor som påvirket elgens bruk mest, og spesielt økte bruken raskt når det var svært god tilgangen på vinterbeite. Dette tyder på at når passasjene er lokalisert til beiterike områder, bruker elgen passasjene hyppig til lokale beitevandring. Trolig er det også slik at når det blir høy tetthet av elg ved en passasje, øker læringseffekten som oppstår ved å ta etter det andre gjør.

Dette tilsier at i planleggingen av faunapassasjer for hjortevilt på strekninger der trafikkåren går gjennom sammenhengende skogområder med godt beite, bør fordelingen av beiteressursene få en større betydning for lokaliseringen enn hva som er vanlig i dag. På strekninger der trafikkåren går gjennom et mer oppstykket skoglandskap, får beite mindre betydning. Her vil skogkledde korridorer, uten ferdshindringer og med liten ferdsel av folk, ha større betydning på elgens bruk.

For barmarksperioden mai-november, hvor elgen beiter mer i felt- og busksjiktet og i liten grad kvist, har vi ikke målinger av beitetilbudet. For den perioden har vi isteden sett på arealandelen skog i passasjenes nærområde. Det viser at i barmarksesongen ble elgens bruk av passasjene redusert når skogarealet øker, mens om vinteren var forholdet omvendt. Elg som i barmarksesongen oppholder seg i lave-religgende og mer kulturpåvirkede områder, oppsøker mer kantområdene til kulturmark for å finne beite, og i mindre grad de sammenhengende skogområdene.

Et tilsvarende sesongskifte ble også målt for graden av tredekning ved passasjene. Denne sesongeffekten er vanskeligere å forklare, og siden effekten av tredekning kun bygger på målinger i litt over ett år, mener vi det fortsatt er best å planlegge passasjer for vilt med en viss grad av tredekning til skjul. Blir tilplantning svært tett eller trær mangler som

binder passasjen sammen med skogområder i nærheten, får nok begge disse ytterligheter en uheldig virkning når bruken blir sett samlet for et helt år.

Når faunapassasjene ble brukt av folk ble elgens bruk redusert, men denne forstyrrelseseffekten fikk først en markert betydning når passasjene ble mye brukt av folk (flere enn 10 personer/ døgn). Blir en faunapassasje kombinert med en trafikkert veg får det svært uheldig virkning på elgens bruk vinterstid. For de to passasjene vi undersøkte som hadde en trafikkert veg over eller ved siden, ble elgens bruk redusert med 80% i forhold til passasjene uten veg.

Trolig kan et moderat sambruk fungere fordi elg og folk bruker passasjene til ulike tider av døgnet (se også delrapport 1). Det ser i alle fall ut til å være tilfelle vinterstid for større passasjer som ligger i mer sammenhengende skogsområder. Generelt øker folks bruk av faunapassasjene i den lyse årstiden, bortsett fra passasjer som vinterstid er forbundet med en opplyst løype eller veg. Dermed kan folks bruk få større negativ virkning i den lyse årstiden. Men siden registreringene i barmarksperioden kun representerer ett år, er materialet for lite til å konkludere på dette.

Vi fant ingen forskjell i elgens bruk mellom passasjer på veg eller jernbane. Men vi fant at passasjenes størrelse påvirket elgens bruk uansett beliggenhet og forstyrrelsesgrad. Elgens bruk økte med økende passasjebredde inntil 35-40 meter. En økning utover dette terskelnivået påvirket bruken mindre. Det var ingen tydelig målbar effekt av underganger sammenliknet med overganger, men for underganger økte elgens bruk med økende verdi for åpenhetsindeksen (Bredde x Høyde/ Lengde). Denne indeks viste ingen terskeeffekt.

Elgens bruk av faunapassasjene økte med passasjens alder, det samme gjorde også den beiterelaterte bruken. I materialet fant vi ingen tydelig terskeeffekt i forhold til passasjens alder. Trolig var det fordi den systematiske datainnsamlingen pågikk kun i 5 år etter åpning, og deretter et opphold på mange år før en ny innsamling i ett år. Det indikerer at det tar minst 4-5 år før elgen har tilpasset seg den situasjon som oppstår når en trafikkåre blir bygget med viltgjerder i kombinasjon med faunapassasjer.



Tilpasningstiden kan bli redusert med tilleggspåføring ved å plassere ut siloballer ved passasjene i noen år etter åpning. I våre undersøkelser viste det seg at når siloballer ble plassert ved faunapassasjene, økte det elgens bruk av dem og fremmet beiterelaterte passeringer. Dermed er dette et aktuelt avbøtende tiltak for at elgen raskere skal ta i bruk nye faunapassasjer, spesielt der det er lite til moderat beitetilgang i nærområdet.

Nå har det blitt innført forskrifter som skal redusere utplassering av fôr til ville hjortedyr for å redusere smitte av skrantesyke som kan oppstå lettere når mange dyr samles på et sted (Lovdata 2017). I forskriften gis det mulighet, etter søknad til Mattilsynet (2017), å legge ut fôr i en begrenset periode av hensyn til trafikk-sikkerheten i områder der skrantesyke ikke er påvist, og hvor det foreligger en dokumentert plan for nedtrapping av fôring.

I tillegg til faktorer som en aktivt kan påvirke ved etablering av nye faunapassasjer, påvirket også snøforhold og måned hvor mye passasjene ble brukt av elg. Snømengdene påvirket elgens bruk bare for passasjer lokalisert til områder med et markert sesongtrekk. I disse områdene førte snømengdene i høyereliggende skogsområder (sommerbeiteområdene) til at elgens bruk av passasjene varierte både mellom år og i løpet av vinteren. Snødybden i høyden var også viktigere enn snøforholdene ved passasjene. Mye snø i høyereliggende områder fører både til at en større andel av elgbestanden trekker ned til lavereliggende områder og en tidligere start på sesongtrekket.

For faunapassasjene som lå i utpregede vinterbeiteområder, var bruken størst i februar og mars, mens der trafikkåren gikk gjennom et typisk trekkområde var bruken størst i vintrens første del. Trekket tilbake til sommerområdene om våren ble i liten grad fanget opp av sporregistreringene.

5.4 De enkelte passasjers funksjonalitet

For enkelte av passasjene var det store forskjeller i bruk mellom vinteren og barmarksp perioden. Spesielt markert er reduksjonen i bruken av passasjene på Gardermobanen og ved

Bjørkåsen om sommeren og økningen i bruken av passasjene ved Lund, Bogsrud og Holm.

De tre store faunapassasjene på Gardermobanen, med liten grad av menneskelig forstyrrelse, blir vinterstid brukt langt mer enn noen av de andre passasjene. Kombinasjonen av et stort beitetilbud i nærområdet (innenfor 1 km fra passasjene) og lite forstyrrelse var de viktigste faktorene. En større passasje i samme område er kombinert med en trafikkert veg, og ble av den grunn brukt langt mindre.

På E6 ble overgangen ved Mogreina og undergangen ved Grevlingmyra brukt mindre enn forventet om vinteren. Grevlingmyra ble også brukt lite i barmarksesongen. Årsaken til at undergangen ved Grevlingmyra ble brukt mindre enn forventet er først og fremst at den brukes mye av folk. Dernest gir den kun tilgang til et begrenset skogområde (2,3 km²) som er inneklemt mellom E6 og tettbebyggelsen ved Råholt. Årsaken til at overgangen ved Mogreina blir brukt mindre enn beregnet er ikke kjent. Muligens utgjør jernbanen, som går nesten parallelt med E6 rett øst for overgangen, et ekstra hinder som ikke blir fanget opp av passasjemodellen.

På E16 er det undergangen ved Brovollvegen som blir minst brukt. For denne passasjen har vi ikke målinger på biltrafikken, så muligens er graden av menneskelig forstyrrelse underestimert i modellen. Undergangene ved Leirsjøen, Høyspentlinja, Vestrehytta og Bråtabekken, og overgangen ved Bjørkåsen blir brukt noe mer av elg enn forventet. De øvrige passasjer ble brukt omtrent som forventet i modellen.

5.5 Trafikkårer som barrierer

I prosjektet er det undersøkt i hvilken grad inngjerdede trafikkårer med faunapassasjer utgjør en barriere for elgens forflytninger. Det er undersøkt fire strekninger fordelt på to europaveger og to jernbanestrekninger. Disse strekningene har ulike egenskaper både når det gjelder avstand mellom passasjene, passasjenes størrelse og andelen skog langs trafikkårene. Mens noen strekninger går gjennom sammenhengende skogområder går andre i et landskap dominert av jordbruksområder og bebyggelse. To uavhengige datasett er benyttet i

undersøkelsen; et basert på tellinger av elgspor og observasjoner med viltkamera og et med systematiske tellinger av elgmøkk. Analysene av disse datasett viste samme tendens, noe som styrker konklusjonene.

For jernbanen ble det undersøkt en 6,1 km lang strekning av Gardermobanen mellom Gardermoen flyplass og nord til kryssingen av E6. Denne strekningen går gjennom et sammenhengende skogområde hvor det i snitt er bygget en passasje hver kilometer. 3 (av 7) passasjer er store viltpassasjer som er lite brukt av folk og lokalisert til den delen hvor beitetilbudet er størst. I 5 år etter byggingen ble det ukentlig vinteren gjennom lagt ut tilleggsfôr ved passasjene for å redusere tilvenningstiden. Etter disse år ble fôr lagt ut mer sporadisk etter behov. Resultatene viste at når elgen hadde vendt seg til å bruke passasjene utgjorde de to undersøkte delstrekninger av Gardermobanen ingen ferdshindring. Strekningene var lokalisert etter hverandre, og den positive effekt skyldes spesielt elgens bruk av de tre store viltpassasjene.

Resultatet er i samsvar med analyser av data fra GPS-merket elg i området. Disse indikerer at dersom det blir bygget en viltpassasje med om lag en kilometers mellomrom, eller kortere, vil en veg med viltgjerdere være lettere å krysse enn en tilsvarende veg uten viltgjerdere (delrapport 1).

E16 mellom Gardermoen og tunnelinnslaget i Romeriksåsen (23 km) ble åpnet i 2003. På Romerikssletta går denne vegen (8 km) gjennom et åpent jordbrukslandskap der den krysser et mindre skogsområde og flere vegetasjonsskledde korridorer. Disse følger elgen på sesongvandringen mellom sommer og vinterområdene. På strekningen over Romeriksåsen (14 km) går vegen gjennom et stort sammenhengende skogsområde (se figur 4.15). Avstanden mellom passasjene er på begge vegstrekninger noe lengre (1,7 km) enn på de undersøkte strekninger av Gardermobanen. Likevel, frekvensen av passasjer er høy sammenliknet med andre inngjerdede vegstrekninger i Norge.

Resultatene fra denne vegstrekning viser at 10 år etter åpning er bruken mer enn halvert for begge delstrekningene, selv etter korreksjon for bestandsnedgang, utplassering av tilleggsfôr og varierende snøforhold. Målin-

gene av elgtetthet på hver side av vegen viser samme tendens. Det tyder på at byggingen av E16 mellom Gardermoen og tunnelinnslaget i Romeriksåsen har ført til en permanent reduksjon i elgens forflytninger på tvers av vegen.

Årsaken til at elgen i mindre grad går på tvers av vegen etter at den ble bygget, kan ha flere årsaker. Siden det, på samme måte som ved Gardermobanen, er foretatt utføring med siloballer ved passasjene på E16, kan manglende utføring ikke være grunnen. På E16 er det større avstand mellom passeringspunktene, samtidig som kun 2-3 av dem er lokalisert og dimensjoner med tanke på hjortevilt. Av de større passasjene, der vi har grunn til å tro at den registrerte bruk kommer fra mange individer, er det faktisk bare overgangen ved Bjørkåsen og undergangen ved Vestrehytta som har dominans av beiterelaterte spor.

Mens elgen før utbyggingen vandret mer frem og tilbake på tvers av traséen der vegen går i dag, har vegen ført til at dyrene i større grad trekker langs en av vegens sider. Ved den siste registreringen i 2013 hadde også trekkmønsteret snudd ved at de fleste dyrene nå trakk mot syd, og forskjellen i tetthet mellom hver side av vegen var utjevnet. Det kan være flere årsaker til disse endringer. Muligens utnyttet elgen nå beiteområdene i Romeriksåsen mer enn før utbyggingen, men siden tettheten av elg i disse områdene kun er målt i 2013 kan dette ikke bekreftes.

På E16 østover fra Kløfta ble det i 2007 åpnet en ny trasé fra E6 og frem til Nybakk (10 km). På denne strekningen er E16 lagt i bro over 7 ravinedaler, hvorav 5 er lokalisert til et område der skogkledde korridorer knytter sammen større skogområder på nord og sydsiden av vegen. På denne vegstrekningen er det ikke gjort systematiske tellinger av kryssende elg, slik som for Gardermobanen og E16 mot vest. Men det ble gjort tellinger av møkk i skogområdene på begge sider av vegen i 1994-96 og i 2013. På 1990-tallet var det ingen forskjell i tetthet av elg mellom nord- og sydsiden av vegen. I 2013 derimot, ble det registrert en markert økning i tetthet av elg syd for vegen. Nå var omfanget av tellingene i 2013 mindre enn på 1990-tallet, så dermed er det større usikkerhet knytt til dette estimatet. Målingene av beitepress fra elg peker også i samme retning; det er blitt en høyere elgbestand på syd-



siden av E16 i dag enn det var tidligere. For en bedre verifisering av denne situasjonen er det behov for ytterligere tellinger i dette området.

E6 er i undersøkelsesperioden blitt utvidet i etapper, så der er det ingen data om før-situasjonen. På en 7 km strekning av E6 var det mulig å se på en før-etter effekt av å sette opp viltgjerd kombinert med viltsluser. Det viste en permanent nedgang i bruken, etter at vegen ble inngjerdet i 1998, selv om det da allerede var en trafikk tetthet på over 10 000 ÅDT.

Utenom dette har vi målt virkningen av vegutvidelsen ved at viltsluser ble erstattet med over- eller underganger for vilt, og antall passeringspunkt redusert. Dette førte til en reduksjon i antall elgkryssinger. Men målingene her ble gjort 2-4 år etter utvidelsene, så det er en mulighet for at antall kryssinger vil øke noe.

I den nordre og søndre kontrollstrekningen var tettheten av elg markert høyere vest for motorvegen, og i begge områder skiftet trekket fra en situasjon der flest elg trakk mot øst før utvidelsene, til omtrent like mange krysset i begge retninger etter. Endringen er uventet med tanke på at mange elg kommer trekkende ned mot E6 fra vest tidlig på vinteren. Tydeligvis trekker få av disse dyrene over til skogområdene øst for E6.

I den midtre delen av E6 ble det ved utvidelsene gjennomført store endringer i elgens muligheter til å krysse motorvegen. Reduksjonen fra 5 viltsluser til en viltundergang førte til en dramatisk nedgang i antall kryssinger, og dermed også i tettheten av elg i skogområdet mellom E6 og Råholt. Nå er ikke det spesielt kritisk siden dette skogområdet er relativt lite, men det viser hvilken effekt som kan oppstå når det blir få passeringspunkt per veglengde, og disse samtidig blir mye brukt av folk.

For E6 kan endringene i tettheten av elg, i mindre grad enn for de andre trafikkårene, gi en indikasjon på barriereeffekter. Dette siden områdene vest og øst for E6 er forvaltet som to uavhengige elgregioner siden 2009 med ulik avskytningpolitikk. Møkketellingene viste at tettheten av elg øst for E6 har økt de siste 20 år, slik at den nå er omtrent den samme som i vinterbeiteområdene vest for E6 (se også Kastdalen 1996). Med samme tetthet av elg vinterstid i områdene øst og vest for E6, er nok den beitemessige gevinsten av å oppholde seg øst for E6 om vinteren blitt redusert. Muligens

kan den økte tettheten av elg øst for E6, med påfølgende endring i beitetilbudet, være forklaringen til at det ikke var noe tydelig trekk mot øst i passasjene på E6. Det gjelder selv etter at elgen, som i barmarksesongen oppholdt seg i de vestre skogsområdene, hadde trukket ned til Romerikssletta. Tidligere (på begynnelsen av 1990-tallet) var det et markert trekk over E6 i vinterens første del.

Sammenlikninger mellom observasjoner av elg under høstjakten og tellingene av elgmøkk tyder på at i attraktive vinterområder blir tettheten av elg mindre påvirket av den generelle bestandsendringen. Bestandsreduksjoner, for å redusere beiteskader og påkjørsler, vil dermed ikke få like stor effekt som bestandsnedgangen skulle tilsi.

5.6 Effekter på beite

På 1990-tallet var det stor forskjell i beitepress øst og vest for E6, og lavest beitepress hadde området på østsiden av E6 mellom Kverndalen og Dal (Kastdalen 1996). I dag (2013) har dette området fortsatt et lavere beitepress enn områdene på andre siden av E6, men forskjellen er ikke lengre så markert. Tidligere var 90% av rogn og 73% av selje sterkt nedbeitet på vestsiden, mens på østsiden var tallene henholdsvis 50% og 15%. I 2013 var beitebelastningen på disse artene omtrent den samme øst og vest for E6 på den nordlige delen av Romerikssletta.

Målingene av elgbeite viste også at elgen reduserte sin beiteaktivitet når de nærmet seg trafikkerte veger. Denne reduksjonen var spesielt merkbar innenfor 150 meter fra vegskulder, og innenfor 50 meter fra veg var det lite spor etter beiting. Men dersom det i en sone fra vegskulder og ut til 30 meter stod store sammenhengende arealer med ungsog (trehøyde 0,5-3,5 meter) økte det sannsynligheten for å finne elgmøkk fra 20% sannsynlighet uten ungsog nær vegen til 60% når det var stor andel ungsog (80%). Denne økningen var nesten lineær. Når større ungsogareal blir etablert nær trafikkert veg i områder der elg har vinteropphold, vil det trekke elg mot vegen og dermed øke påkjørselsrisikoen, så sant tilkomsten til vegbanen ikke er stengt av viltgjerd.

5.7 Beiteressurskart

Vi utviklet nye allometriske likninger for furu og løvtre. Disse funksjonene er benyttet til å måle kvistbiomassen tilgjengelig for elg på trær i 217 plott av 25 m² størrelse. Fra disse målingene utviklet vi en modell hvor kvistbiomassen blir beregnet med data fra fly- og satellittbaserte sensorer. Best modell oppnådde vi med bruk av 7 variabler hentet fra opptak med flybåren LiDAR, fra juniopptak med RapidEye-satellitten og fra en tidsserie med data fra Landsat-satellittene som identifiserte årstall for sluttavvirkning.

Fra denne modellen laget vi et kart i 5 meters oppløsning, som representerte beitetilbudet det året sensordataene ble tatt opp. For å få et mer dynamisk produkt utviklet vi kurver som viser tilveksten av tilgjengelig kvistbiomasse per arealenhet for tre ulike skogboniteter. Fra tilvekstkurvene og med kartdata som viste årstall for sluttavvirkning kunne det statiske kartet bli oppdatert årlig. Denne metoden gjør det mulig å ajourføre biomassekart årlig uten ekstra kostnader enn hva bearbeidingen av nye satellittdata medfører.

Kartdata som viser tilgjengelige beiteressurser viste seg å være svært viktig for å forklare faktorer som påvirket elgens bruk av faunapassasjer. Slike kart vil også kunne anvendes 1) av rettighetshavere i konflikter der noen får store kostnader fra beiteskader om vinteren, mens andre får store gevinster fra elgjakten om høsten, 2) av utbyggere til hjelp for å lokalisere egnede områder for faunapassasjer og 3) av kommunene/fylkeskommune som informasjonsverktøy i den lokale arealforvaltningen.

5.8 Arealbrukskart

Fra tellingene av elgmøkk i 2013 utviklet vi en modell som beskriver elgens arealbruk på Romerikssletta vinterstid. Den beste modellen ble oppnådd med 8 variabler hentet fra ulike kartprodukt, hvorav 4 av variablene kom fra produkt avledet fra LiDAR- eller satellittdata. Kvistbiomassen var spesielt viktig i modellen. Fra arealbruksmodellen laget vi et detaljert kart som viser hvor elg oppholder seg mest og hvilke areal de unngår.

Før utbyggingen av Gardermoen til ny hovedflyplass var områdene nord for flyplassen de mest brukte vinterbeiteområdene på Romerikssletta. I 2013 var fortsatt skogarealene på begge sider av Gardermobanen mellom flyplassen og E6 svært mye brukt. Det samme gjaldt skogområdene på begge sider av E16 ved Bjørkåsen og et område sør for Hauer seter. Området ved Hauer seter er et furudominert område som ble avvirket i etapper i årene 1994-2012, og dermed består av skog i en vekstfase med høy tetthet av elgbeite.

Arealbruk- og passasjemodellene kan benyttes til å lage ulike scenario for å se effekten av å endre modellvariablene. Eksempler på dette er vist for passasjemodellen ved å endre passasjebredden og menneskelig forstyrrelse. Tilsvarende kan en arealbruksmodell benyttes til å undersøke effekter av ulike arealutbygginger. En arealbruksmodell, slik den er beregnet i denne undersøkelsen, gir en indeks for sannsynligheten til å finne elgmøkk i et gitt areal. Siden det er en sterk sammenheng mellom indeksen og tettheten av møkk, gir arealbrukskartet også et godt bilde på hvordan elgen brukte arealene på Romerikssletta vinteren 2013.

5.9 Reduksjon i skogareal

Fra Landsat-serien med satellitter finnes data tilbake til 1984. Fra en slik tidsserie med satellittbilder kan årstall for sluttavvirkning identifiseres for et areal på 30x30 meter. Vi har brukt dette til å se på hvordan skogarealene har blitt endret de siste 30 år innen ulike delområder på Øvre Romerike. Ved å benytte en lineær framskrivning av utviklingen i denne tidsperioden har vi også estimert presset på skogarealene de neste 15 år. Når framskrivningene blir satt i sammenheng med resultater fra et prosjekt som dette, kan det fortelle både 1) hvor skogarealene er mest utsatt for videre nedbygging og virkningene av dette på elgens beitetilgang, og 2) hvor skogsarealene står i fare for å bli så fragmentert at de ikke lenger vil fungere som ferdselskorridorer for vilt.

5.10 Anbefalinger

1. I prosjektet er fremkommet ny kunnskap relatert til elg. Sterkere slutninger vil bli mulig med data fra flere områder. Det anbefales at samferdsesmyndighetene initierer et arbeid for å få til en bedre koordinering enn i dag. Dette inkluderer også en robust design på undersøkelser av funksjonaliteten til faunapassasjer og på barriereeffekten fra stor trafikkårer. Spesielt viktig er det oppfølgende undersøkelser starter før utbyggingen og med oppfølging flere år etter ferdigstilling.

2. Areal i tilknytning til store veganlegg er attraktive til utbygging av næringsvirksomhet. Det anbefales å iverksettes et arbeid for å se hvordan ferdselkorridorer for vilt i tilknytning til etablerte faunapassasjer (fra passasjene til nærmeste større skogområde) blir ivarettatt.

3. Resultater fra prosjektet viser hvor stor betydning beiteressursene har for elgens bruk av faunapassasjer og virkningen av at faunapassasjene også brukes av folk. Dette peker mot at ved planlegging av nye faunapassasjer,

som også skal bli brukt av elg, bør det legges stor vekt på forholdene i nærområdet inntil 1 km fra passasjene, og de negative følger av kombinert bruk med trafikkert veg eller hyppig ferdsel av folk. Passasjemodellen som vi utviklet i dette prosjektet bør kunne være en rettesnor i videre utbygging frem til en ny og bedre modell kan etableres med data fra flere geografiske adskilte områder.

4. I arealforvaltningen og i konsekvensvurderinger vil ansvarlige myndigheter dra nytte av å aktivt etterspørre modeller og kartprodukt som viser hvordan kritiske ressurser for en art er fordelt i et område, hvordan arten bruk arealene og hvordan den responderer på forstyrrelse og hindringer. Satellittbaserte målinger av hvor raskt skogarealene er blitt utbygget i et område over lang tid, kan gi en god indikasjon på hvor og hvor omfattende et fremtidig utbyggingspress blir. Kombinert med data fra prosjekter som dette kan slike analyser bli et verktøy i arealforvaltningen for å identifisere de arealer der risikoen for uheldig utbygging er størst.

I et kulturlandskap med stort utbyggingspress er det viktig å utarbeide planer som ivaretar viltets behov for beiteområder og ferdselkorridorer.



6 Litteratur

- Andersen, R., Hjeljord, O. & Sæther, B-E. (1992). *Moose defecation rates in relation to habitat quality*. *Alces* 28: 95–100.
- Bolker, M.B. Brooks, M.E., Clark, C.J. Geange, S.W., Polsen, J.R., Stevens, M.H.H. & White, J-S.S. (2008). *Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution*. *Trends Ecol. Evol.* 24(3): 127-134.
- Breiman, L. (2001). *Random forest*. *Machine Learning* 45: 5-32.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L. & Thomas, L. (2001). *Introduction to Distance Sampling*. Oxford Univ. Press, New York
- Chen, X., Vierling, L., Deering, D. (2005). *A simple and effective radiometric correction method to improve landscape change detection across sensors and across time*. *Remote Sensing of Environment* 98: 63-70.
- Clevenger, A.P. (2011). *15 years of Banff Research: What we've learned and why it's important to transportation managers beyond the park boundary*. *Proceedings IOCET Int. Conf. Ecology and Transportation*, pp. 433-483.
- Cutler D. R., Edwards T. C., Jr., Beard K. H., Cutler A., Hess K. T., Gibson J., Lawler J. J. (2007). *Random forests for prediction in ecology*. *Ecology* 88(11): 2783–2792.
- Elith, J., Leathwick, J.R., and Hastie, T. (2008). *Boosted regression trees – a new technique for modelling ecological data*. *Journal of Animal Ecology*, 77: 802-813.
- Friedman, J.H. (2002). *Stochastic gradient boosting*. *Computational Statistics and Data Analysis*, 38, 367-378.
- Gjertsen, A.K. (2007). *Accuracy of forest mapping on Landsat TM data and a kNN-based method*. *Remote Sensing of Environment* 110: 420–430
- Glista, D.J., DeVault, T.L. & DeWoody, J.A. (2009). *A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways*. *Landscape and Urban Planning* 91: 1-7.
- Hansen, M.C. m. fl. (2013). *High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change*. *Science* 342: 850-853.
- Iuell, B. (2005). *Veger og dyreliv*. Statens vegvesen, SV-håndbok nr 242.135s.
- Jenness Enterprises. (2016). *Topographic position index*. www.jennessent.com (tilgjengelig januar 2016).
- Jiménez-Valverde, A. (2012). *Insights into the area under the receiver operating characteristic curve (AUC) as a discrimination measure in species distribution modelling*. *Global Ecol. Biogeogr.* 21, 498–507.
- Karlson, M., Seiler, A. & Mörtberg, U. (2017). *The effect of fauna passages and landscape characteristics on barrier mitigation success*. *Ecological Engineering* 105: 211-220.
- Kastdalen, L. (1996). *Romerikselgen og Gardermoutbyggingen. Hovedrapport fra Elgprosjektet på Øvre Romerike*. Fylkesmannen i Oslo og Akershus, miljøvern avdelingen. 115s.
- Kastdalen, L. (1999). *Gardermoutbyggingen – evaluering av avbøtende tiltak for elg*. Høgskolen i Hedmark, Rapport nr. 26. 44 s
- Kastdalen, L. & Gundersen, H. (2004). *Romerikselgen – arealbruk etter Gardermoutbyggingen. Konsekvenser av Forsvarets etablering av nye øvings- og undervisningsområder på Øvre Romerike*. Høgskolen i Hedmark. Rapport nr. 7. 48 s.
- Kuhn, M. & Johnson, K. (2016). *Applied Predictive Modeling*. Springer, New York. DOI 10.1007/978-1-4614-6849-3.
- LeBreton, J. M., & Tonidandel, S. (2008). *Multivariate relative importance: Extending relative weight analysis to multivariate criterion spaces*. *Journal of Applied Psychology*, 93, 329–345. doi:10.1037/0021-9010.93.2.329.
- Lesbarrères, D. & Fahrig, L. (2012). *Measures to reduce population fragmentation by roads: what has worked and how do we know?* *Trends Ecology&Evolution* 7: 374-380.



- Lone, K., van Beest, F.M., Mysterud, A., Gobakken, T., Milner, J.M. Ruud, H-P. & Lone, L.E. (2014). *Improving broad scale forage mapping and habitat selection analyses with airborne laser scanning: the case of moose*. *Ecosphere* 5(11):144. <http://dx.doi.org/10.1890/ES14-00156.1>
- Lovdata. (2017). *Forskrift om tiltak for å begrense spredning av Chronic Wasting Disease (CWD)*. www.lovdata.no.
- Marshall, P., Pitt, M.D. & Habgood, H.L. (1990). *Estimating Browse Biomass Using Multiple Regression and Plotless Density Estimates*. *J.Wild.Management* 54: 180-186.
- Matala, J. & Uotila, A. (2013). *Diurnal defecation rate of moose in southwest Finland*. *Alces* 49: 155-161.
- McGaughey, R.J. (2015). *FUSION/LDV: Software for LIDAR Data Analysis and Visualization*. USDA-PNRS.
- Milner, J. M., T. Storaas, F. M. van Beest og G. Lien. (2012). *Sluttrapport for Elgføringsprosjektet*. – Høgskolen i Hedmark, Oppdragsrapport nr. 1 – 2012.
- Månsson, J., Andrén, H. & Sand, H. (2011). *Can pellets counts be used to accurately describe winter habitat selection by moose *Alces alces*?* *Eur.J.Wild.Res.* 57: 1017-1023.
- Olden, J.D., Lawler, J.J. & Poff, N.L. (2008). *Machine Learning Methods without Tears: A primer for Ecologists*. *Quarterly Review of Biology*, 83: 171-193.
- Paine, C.E.T., Marthews, T.R., Vogt, D.R., Purves, D., Rees, M., Hector, A. & Turnbull, L.A. (2012). *How to fit nonlinear plant growth models and calculate growth rates: an update for ecologists*. *Methods in Ecology and Evolution* 3:245-256. doi: 10.1111/j.2041-210X.2011.00155.x
- Parker, K.C. (1988). *Environmental relationships and vegetation associates of columnar cacti in the northern Sonoran desert*. *Vegetatio* 78(3): 125-140.
- Paul, K. I., m.fl. (2013). *Development and testing of allometric equations for estimating above-ground biomass of mixed-species environmental plantings*. *Forest Ecology and Management* 310:483–494.
- Picard, N., Laurent, S.-A. & Henry, M. (2012). *Manual for building tree volume and biomass allometric equations: from field measurement to prediction*. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome and Centre de Cooperation Internationale en recherche Agronomique pur le Development, Montpellier, France.
- Quinlan, R. (1992). *Learning with continuous classes*. *Proceedings of the 5th Australian Joint Conference On Artificial Intelligence*, pp. 343-348.
- Quinlan, R. (1993). *Combining instance-based and model-based learning*. *Proceedings of the Tenth International Conference on Machine Learning*, pp. 236-243.
- R Development Core Team (2016). *R: A language and Environment for Statistical Computing*. R foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ridgeway, G. with contributions from others (2015). *GBM: Generalized Boosted Regression Models*. R package version 2.1.1. <https://CRAN.R-project.org/package=gbm>
- Roer, O., Rolandsen, C. M., Meland, M., Gangsei, L.E., Panzacchi, M., Van Moorter, B., Kastdalen, L., Solberg, E. J. (2017). *Elgprosjektet i Akerhus – Delrapport 1. Kameraovervåking av faunapassasjer og elgens områdebruk på Øvre Romerike*. Statens vegvesen. 79 s.
- Rogan, J., Franklin, J., Stow, D., Miller, J., Woodcock, C. & Roberts, D. (2008). *Mapping land-cover modifications over large areas: A comparison of machine learning algorithms*. *Remote Sensing of Environment* 112: 2272-2283.
- Roxburgh, S. H., K. I. Paul, D. Clifford, J. R. England, & R. J. Raison. (2015). *Guidelines for constructing allometric models for the prediction of woody biomass: how many individuals to harvest?* *Ecosphere* 6(3):38. <http://dx.doi.org/10.1890/ES14-00251.1>
- Rönnegård, L., Sand, H., Andrén, H., Månsson, J. & Pehrson, Å. (2008). *Evaluation of four methods to estimate population density of moose *Alces alces**. *Wildlife Biology* 14: 358-371.

- Sappington, J. M., K. M. Longshore & D. B. Thompson. (2007). *Quantifying landscape ruggedness for animal habitat analysis: A case study using bighorn sheep in the Mojave Desert*. *Journal of Wildlife Management* 71: 1419-1426.
- Seiler, A., Olsson, M. & Lindquist, M. (2015). *Analys av infrastrukturens permeabilitet för klövdjur- en metodrapport*. CBM-skriftserie 88.
- Solbraa, K. (2008). *Veiledning i Elgbeitetaksering, 5 utgave*. Skogbrukets Kursinstitutt, Honne, 2836 Biri.
- Statens vegvesen (1997). *Prosjekt sporregistreringer storvilt ny Rv 35*. Underveisrapport Statens vegvesen, 22s.
- Statens vegvesen (2005). *Riksveg 35 Lunner – Gardermoen. Utlekking av fôr og registrering av elgspor. Vinteren 2004/2005*. Underveisrapport oppfølgende undersøkelser RV 35, Statens vegvesen.
- Statens vegvesen. (2002, 2003, 2004, 2005). *Utlekking av fôr og registrering av elgspor. Vinteren 2001/2002 - 2003/2004. Underveisrapporter for oppfølgende undersøkelser RV 35*, Statens vegvesen.
- Tonidandel, S. & LeBreton, J. M. (2015). *RWA Web: A Free, Comprehensive, Web-Based, and User-Friendly Tool for Relative Weight Analyses*. *J Bus Psychol* (2015) 30:207–216. DOI 10.1007/s10869-014-9351-z
- Trimble (2016). *eCognition suite versjon 9*. <http://www.ecognition.com/>
- van Beest, F.M., Mysterud, A., Loe, L.E. & Milner, J.M. (2010). *Forage quantity, quality and depletion as scale-dependent mechanisms driving habitat selection of a large browsing herbivore*. *Journal of Animal Ecology*, 79, 910–922. doi: 10.1111/j.1365-2656.2010.01701.x
- van der Ree, R., Smith, D.J. & Grilo, C. (2015). *Handbook of Road Ecology*. Wiley-Blackwell
- Vapnik, V. (1999). *The nature of statistical learning theory*, 2.ed. Springer-Verlag, New York.
- Weiss, A. (2001). *Topographic Position and Landforms Analysis*. Poster presentation, ESRI User Conference, San Diego, CA.
- Wickham, H. (2009). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.
- Wood, S.N. (2011). *Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models*. *Journal of the Royal Statistical Society (B)* 73(1):3-36.

7 Vedlegg

7.1 Biomassemodellen

7.1.1 Beiteressursene

Metoden som ble utviklet i prosjektet for å bruke fjernmålte data til kartlegging av elgens vinterbeite inneholder mange trinn. Men siden det er kartproduktet og kvaliteten på det som er mest relevant for prosjektet har vi her kun presentert et sammendrag av resultatene fra modellutviklingen. De øvrige resultat er presentert i vedlegget.

De allometriske likninger som i trinn 1 ble utviklet til å beregne kvistbiomassen tilgjengelig for elg på et tre bygger på dimensjonsmålinger og veiing av kvist fra 131 løvtre og 39 furutrær. De hadde en nøyaktighet på 68% (R^2 -verdi) for løvtre og 89% for furu og var basert på målene: diameter ved markhøyde, kronens bredde (to mål), kronens høyde i sjiktet mellom 0,5 til 3,5 meter og en vurdering av kronetetthet i fire graderinger.

Ut fra et feltarbeid i 56 prøveflater oppnådde vi de beste modeller til beregning av kvistbiomasse fra fjernmålte data (trinn 4) ved bruk av algoritmene «Gradient Boosting Machine» (Friedman 2002, Elith m.fl. 2008) og «Cubist» (Quinlan 1992,1993), og da med et utvalg av 8 variabler. Den viktigste variabel var arealet med trær i høydesjiktet 0,5-3,5 meter beregnet fra et rutenett på 1 x 1 meter. Fra RapidEye satellitten benyttet vi NDVI-indeksen og den «nær-rød» kanal til å skille ut gran fra furu og løvtrær. Modellenes nøyaktighet for 5 m rutestørrelse ble beregnet ved 10-fold kryssvalidering repetert 10 ganger. Begge algoritmene gav $R^2 = 55\%$. Nøyaktigheten er beregnet for et areal på 5x5 meter og vil øke når en betrakter et større areal.

For å få biomassekartet så robust som mulig laget vi først kart fra de to beste modellene, og deretter et endelig kart ut fra et simpelt gjennomsnitt av verdiene i hver 5 meter rute. Vi veiet ikke kartene siden de hadde samme nøyaktighet. Kartet er vist i figur 4. 29. Uttrekk fra dette kartet er benyttet i funksjonsanalysen

av faunapassasjene og i utviklingen av en arealbruksmodell basert på tellingene av elgmøkk.

For dynamisk kunne oppdatere beitekartet ettersom skogen vokser utviklet vi tilvekstkurver for tre bonitetsklasser (figur 4.23). Tilvekstkurvene viser tydelig hvordan beitetilgangen øker raskt frem mot 12- 14 års alder. På mark av høy bonitet gikk utviklingen raskest og beitemengdene ble størst. Mark med middels bonitet hadde omtrent samme tilvekst i kvistbiomasse som på lavbonitetsmark, men biomassereduksjonen kom tidligere. Reduksjonen i biomasse fulgte mer det samme forløp som på mark av høy bonitet. Når skogen er blitt 30 år er biomassen redusert til det halve på mark med lav bonitet i forhold til aldersgruppen med høyest biomasse, en tredjedel på middels bonitet og til kun en fjerdedel i de rikeste skogtypene. Sammen med data fra tids-serier av satellittbilder eller annen oppdatert informasjon over ny hogst kan tilvekstkurvene brukes til en løpende oppdatering av elgens beiteressurser.

7.1.2 Allometriske modeller

Allometri for trær går ut på å utvikle modeller som beskriver hvordan karaktertrekk ved et tre endrer seg med endringer i størrelsesrelatert mål, og som kan gjøre det enklere å beregne biomasse enn å felle og veie. I utvikling av modeller over kvistbiomassen elgen beiter som en funksjon av ulike dimensjonsmål har vi først sett på om data fra ulike treslag kan slås sammen. I denne sammenlikning har vi undersøkt modeller både med og uten logaritmisk transformasjon av stammediameter og tilgjengelig kronestørrelse. En logaritmisk transformasjon av biomassen er benyttet for alle testede modeller (Paine m. fl. 2012).

Kvistbiomassen som er tilgjengelig for elg vil generelt øke med størrelse på et tre inntil et punkt hvor biomassen avtar ved at en økende del av trekronen kommer over elgens beitehøyde. Det indikerer at biomassen vil følge en kvadratfunksjon for dimensjonsmål

Tabell 7.1. Parameterverdier for de allometriske modeller for furu og løvtre

Type	a ₀	a ₁	a ₂	a ₃	a ₄	a ₅	% R ² *	N
Furu	2,431	0,238	0,008	0,345	0,081	0,530	89,0	39
Løvtre	0,646	2,327	0,641	0,305	0,052	0,347	67,7	131

Hvis Trehøyde <= 3 m og Høyde fra bakken til krone < 0,5 m, så er Kronehøyden = Trehøyde - 0,5

* Målt ved 10-fold kryssvalidering

som stammediameter eller trehøyde. Høyde og stammediameter er sterkt korrelert (r=0,84), med stammediameter høyest korrelert med kvistbiomassen (r=0,59 mot r=0,38). Stammediameter er derfor benyttet som variabel for treets størrelse.

Hvis den delen av kronen som er tilgjengelig for elg uttrykkes ved kronens bredde og høyde innen elgens beitesjikt (kronestørrelsen) vil sammenhengen mellom kvistbiomassen og kronestørrelsen ikke bli redusert på samme måte som for stammediameter eller trehøyde. Til en viss grad vil reduksjonen i biomasse etter hvert som kronen vokser ut av beitehøyde fanges opp av kronehøyden. Men det kan tenkes at mengden av den kvist elgen beiter fortynnes eller fortettes med økende kronestørrelse. Vi har derfor analysert både stammediameter og kronestørrelse med kvadratfunksjoner og benyttet AIC-verdiene og R² fra 10-fold kryssvalidering som kriterium i modellutvelgelsen.

En modell som inneholder en binær variabel med kategoriene furu og løvtre var bedre enn en inndeling i hvert treslag, eller løvtre gruppert til bjørk og øvrige treslag (ROS artene: Rogn, Osp, Salix sp, samt gråor) eller ROS-artene og Bjørk/Gråor i en gruppe. Forskjell mellom å kun skille på løv og bartre i forhold til en finere oppdeling var på hele 14 AIC-verdier.

Egne modeller for furu og løvtre samlet gav ytterligere reduksjon i AIC-verdi sammenliknet med modellen der informasjonen om furu og løv var inkludert ved en binær variabel. For både furu og løvtre gav modellene høyest nøyaktigheten ved å måle kronen der den er bredest og addere det med bredden målt 90° på det første, istedenfor å multiplisere disse. Det svarer til å betrakte kvistbiomassen mer som skallet på en sylinder enn hele volumet. Modellene som best predikerte kvistbiomassen for furu og løvtre er spesifisert øverst i neste spalte og parameterverdiene er listet i tabell 7.1.

$$\text{Furu: } \ln(B) = a_0 + a_1 \cdot D + a_2 \cdot (D)^2 + a_3 \cdot \ln(K) + a_4 \cdot [\ln(K)]^2 + a_5 \cdot T$$

$$\text{Løvtre: } \ln(B) = a_0 + a_1 \cdot \ln(D) + a_2 \cdot [\ln(D)]^2 + a_3 \cdot \ln(K) + a_4 \cdot [\ln(K)]^2 + a_5 \cdot T$$

B = kvistbiomassen målt som gram tørr vekt.

D = stammediameter 20 cm over bakken i cm med mm nøyaktighet.

K = Kronestørrelsen målt som (krone-diameter1 + kronediameter2) * kronehøyden i meter med cm nøyaktighet.

T = Tettheten av krona inndelt etter en skala fra 1-4 der 4 er tettest.

Verdien for kronehøyde fremkommer slik som beskrevet under.

Hvis Trehøyde > 3 m og Høyde fra bakken til krone >= 0,5 m, så er Kronehøyden = 3 - Høyde fra bakken til krone

Hvis Trehøyde > 3 m og Høyde fra bakken til krone < 0,5 m, så er Kronehøyden = 3 - 0,5

Hvis Trehøyde <= 3 m og Høyde fra bakken til krone >= 0,5 m, så er Kronehøyden = Trehøyde - Høyde fra bakken til krone

Hvis Trehøyde <= 3 m og Høyde fra bakken til krone < 0,5 m, så er Kronehøyden = Trehøyde - 0,5.

Når en variabel er klassifisert etter en økede skala og ikke målt (eller telt opp) er det ikke gitt at den kan benyttes direkte i en regresjon uten å bli behandlet som en kategorisk variabel. En regresjonsmodell der kronetettheten er en kontinuerlig variabel kan betraktes som en forenkling av en modell med kronetettheten som en kategorisk variabel. Kronetettheten ble registrert etter en skala fra 1-5. Nå ble kategori 5 ikke observert for furu, og for løvtre viste kategori 5 samme tetthet som kategori 4. Dermed

Tabell 7.2. Reduksjon i modellnøyaktighet ved fjerning av forklaringsvariabler.

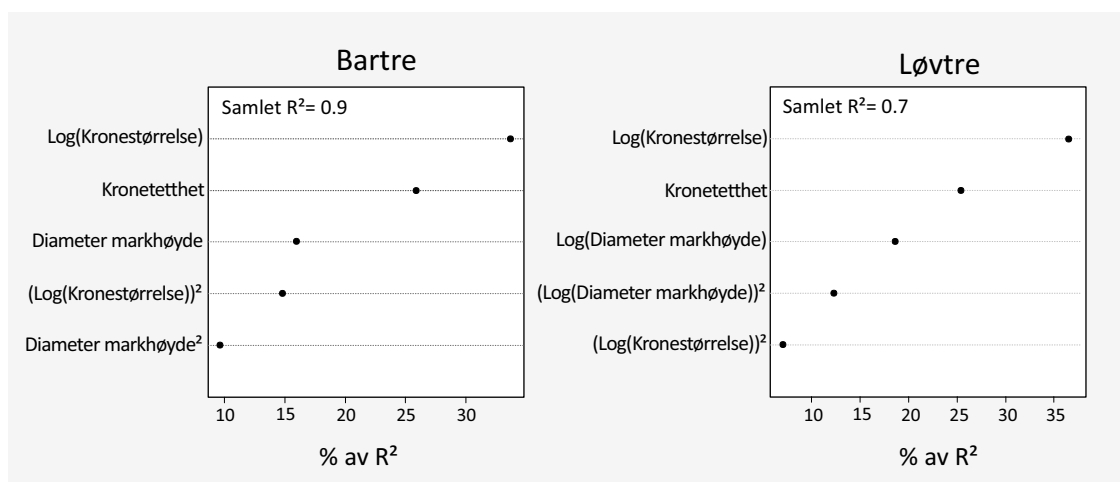
	Løvtre samlet (131)		Furu (39)	
	Δ AIC	R ² *	Δ AIC	R ² *
Best modell		68		89
- DMH	29	58	20	81
- Kronestørrelse	25	60	27	76
- Kronetetthet (1-4)	25	60	39	66
- DMH og Kronetetthet	46	52	46	64
- DMH og Kronestørrelse	88	34	70	33

er kategori 5 satt til 4 i analysene. En anova-test av disse to modeller viste ingen forskjell ($p=0,43$) og R²-verdien var også litt lavere når kronetettheten blir behandlet kategorisk. Det skyldes nok at informasjon som ligger i ordneringen går tapt ved å behandle tettheten som en ren kategorisk variabel. Resultatet indikerer at kronetettheten kan benyttes direkte som en tallvariabel i en regresjonsmodell, og slik er den behandlet her.

I modellene framkom kronestørrelsen som den viktigste variabel, deretter kronetetthet og stammediameter. Tabell 7.2 viser hvordan forklaringsgraden blir redusert når variabler fjernes. Figur 7.1 viser variablenes relative betydning i den beste modellen (Lebreton & Tonidandel 2008, Tonidandel & LeBreton 2015).

7.1.3 Kvistbiomasse fra fjernmålte variabler

Vi oppnådde størst nøyaktighet med algoritmene «Gradient Boosting Machine» (GBM; Elith m.fl. 2008) og «Cubist» i et utvalg av 8 variabler. Modellenes nøyaktighet for 5 meter rutestørrelse ble beregnet ved 10-fold kryssvalidering repetert 10 ganger (Kuhn & Johnson 2016). Begge algoritmene gav R² = 55%. Nøyaktigheten er beregnet for et areal på 5x5 meter og vil øke når en betrakter et større areal. Ved å kombinere modeller med omtrent samme nøyaktighet blir resultatet mer robust enn for hver modell alene. Det endelige kartproduktet er derfor basert på snittverdien fra modellene Cubist og GBM med lik vekt på hver av dem.



Figur 7.1. Betydningen de ulike variabler har for beregning av kvistbiomassen i de allometriske funksjoner for bartre og løvtre. Betydningen er uttrykt ved de enkelte variablenes forklaringsgrad (R²).

Tabell 7.3. Relativ betydning (%) av variablene som inngikk i modellene "Cubist" og «Gradient Boosting Machine» basert på kryssvalidering av data fra 217 plott.

Variabel	Cubist	GBM	Kilde
Areal med trehøyde 0,5-3,5 meter	25%	25%	LiDAR
Trehøyde	16%	15%	LiDAR
Bestandsalder etter avvirkning	15%	13%	Landsat/RapidEye
NDVI	14%	11%	RapidEye
RedEdge-kanalen	14%	12%	RapidEye
Kronedekning	5%	6%	Landsat
Varmeindeks	9%		LiDAR
Ruhetsindeks		17%	LiDAR

I analysene er det undersøkt data fra kildene: flybåren LiDAR, optiske satellittdata fra RapidEye og Landsat, data fra AR5 kartproduktet og data fra SatSkog-produktet. Variabler fra Satskog (prosentandel furu-, gran-, lauvskog og bestandsalder) og fra AR5 (bonitet, treslag) ble ikke valgt ut i noen av modellene. I en trinnvis analyse med algoritmen GBM, der enkeltvariabler blir droppet ut fra resultat av kryssvalidering, var data om bonitet og treslag blant de første variabler som ble fjernet. En årsak til at data fra SatSkog er til lite hjelp for å estimere kvistbiomassen kan være at de representerer 2007 situasjonen, og at treslagssammensetning og alder er mye endret de 6 årene mellom produksjonen av SatSkog og feltmålingene i 2013. Bonitetsinformasjonen fra AR5 er lite korrelert med kvistbiomassen ($r_{\text{rank}} = 0,065$) og bidrar ikke til noen forbedring av biomassemodellen.

Selv om algoritmene Cubist og GBM begge er basert på regresjonstrær, har de ulike tilnærming og dermed vektlegger de også variablene noe forskjellig. Den mest betydningsfulle variabelen i begge algoritmene var areal med vegetasjon i elgens beitehøyde (tabell 7.3). Variabelen er basert på en summering av antall 1x1 meters ruter med vegetasjonshøyde mellom 0,5-3,5 meter til 5x5 meters rutenivå. Deretter hadde variablene trehøyde, bestandsalder, NDVI og refleksjon i «kanalen «RedEdge» omtrent lik betydning.

Effekten av en enkelt variabel på kvistbiomassen kan best visualiseres ved å variere variabelens verdier mens de øvrige variabler blir holdt konstant på sine gjennomsnittsverdier. Figur 7.2 viser dette uttrykt relativt i forhold til hver enkelt variabels gjennomsnitt.

Positive verdier viser da hvor biomassen øker og negative hvor faktoren virker hemmende (Elith m. fl. 2008).

Dette viser at kvistbiomassen øker raskt når ca 60% av en rute er dekket av trær/ busker i beitehøyden og når det er liten høydevariasjon i umiddelbar nærhet av plottet og ved et estimat for trehøyde på 2-4,5 meter. Når trærne blir høyere avtar kvistbiomassen igjen til et nivå hvor økende trehøyde ikke påvirker biomassen.

For at modellene skal beregne den kvistbiomasse som er tilgjengelig for elg må gran kunne skilles ut. Vi har ikke gode data på treslagsfordeling innen 5x5 meters rutene, så dermed må algoritmen være i stand til å fange opp dette ved variabler fra LiDAR og optiske sensordata. Av figuren ser vi at kvistbiomassen påvirkes av NDVI-verdien og refleksjonen innen «RedEdge»-kanalen (beste av de 5 kanalene).

Påvirkningen fra disse variablene viser hvordan de optiske satellittdataene i modellen justerer kvistbiomassen ut fra sammensetningen av furu-, gran- og løvtre. NDVI verdier under 40 er typiske for mager og mer furudominert mark, mens areal dominert av gran ligger i verdiområdet mellom 40-65. For NDVI-verdier over 65 øker innslaget av løvtre raskt. Noe tilsvarende gjelder for kanalen «RedEdge», hvor det er en markert topp rundt refleksjonsverdien 3600 og over 4400.

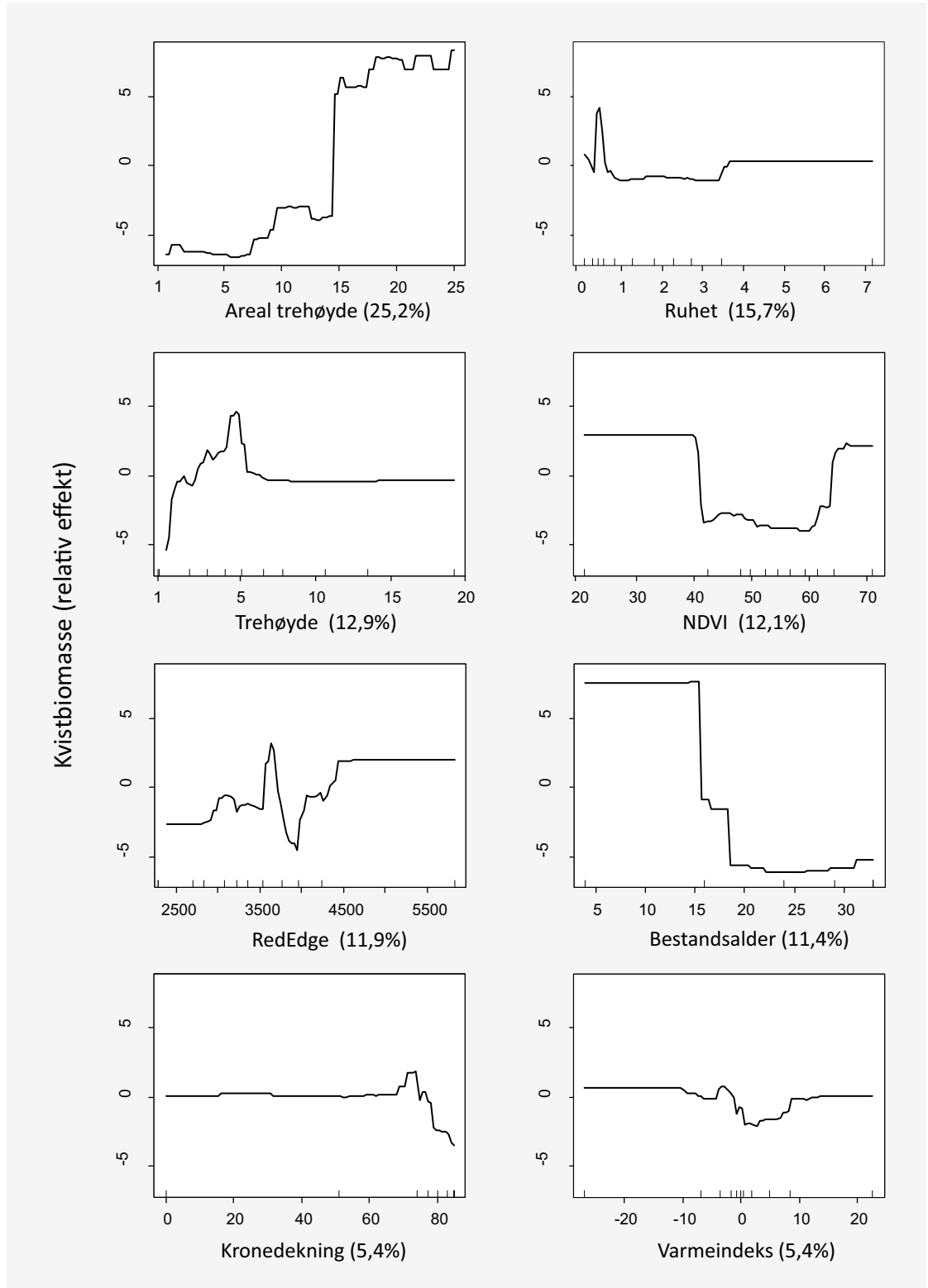
Minst påvirkes biomassen av trekronedekningen og bakkens innstrålingsvinkel i forhold til sola (varmeindeks, Parker 1988). Dekningsgraden målt fra Landsat viser tydelig at når kronedekket er sluttet, dvs. tett eldre skog, så går biomassen i busksjiktet dramatisk ned.

I GBM-modellen kan vi også undersøke

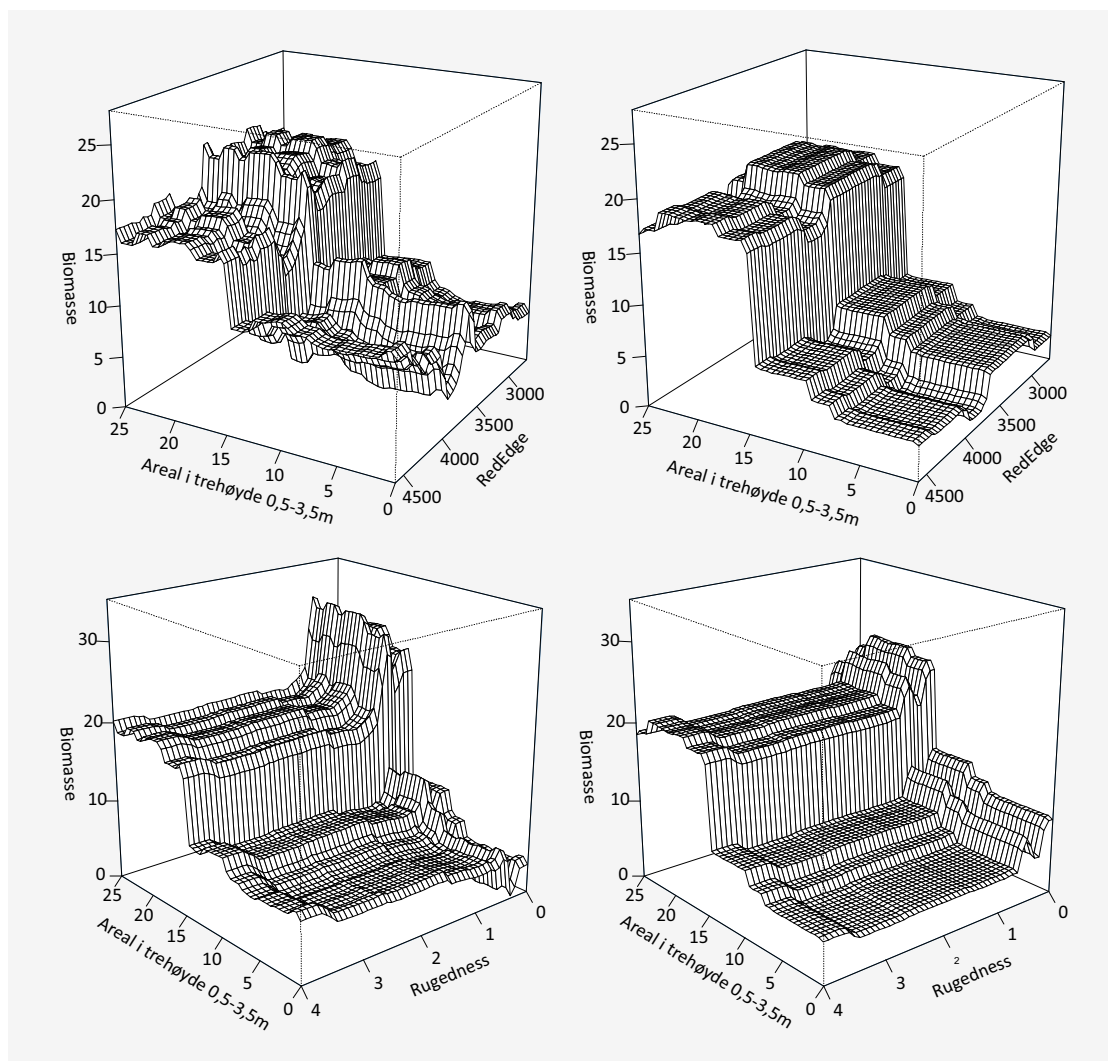


effekten av interaksjoner ved å sammenlikne modeller der interaksjoner er inkludert med samme modell uten interaksjoner. Dette gjøres ved å variere parameteren for trærnes

kompleksitet fra 1 (ingen interaksjon tillatt) til optimal verdi, som i denne modellen var på 6. I to av de tre mest betydningsfulle interaksjonene inngår variabelen «areal av trær



Figur 7.2. Effekten av de mest betydningsfulle variablene på kvistbiomassen. Betydningen er uttrykt som en relativ verdi i forhold til gjennomsnittsverdien for hver variabel.



Figur 7.3. Effekten av interaksjoner mellom den LiDAR-baserte variabelen «Areal av tre i beitehøyde» og satellittkanalen «Red Edge» og den topografiske «Ruhetsindeksen».

i beitehøyde (figur 7.3). Effekten av denne variabelen påvirkes positivt av spektrale data fra kanal 4 («RedEdge») innenfor verdiområdet 3000-3500, mens ruhetsindeksen (Sappington m. fl. 2007) forsterker effekten av beitehøydevariabelen i relativt flate partier.

7.1.4 Dynamisk beregning av biomassen

Biomassemodellen gir en statisk tilstand det året sensordataene ble tatt opp. Modellen kan utvikles videre til et dynamisk produkt som kan oppdateres til ønsket årstall. Det krever utvikling av en modell for hvordan kvistbiomassen endres med bestandsalder.

Fra MEV's bestandsdata har vi utviklet slike tilvekstkurver for tre bonitetsklasser (figur 4.23). Det viser at kvistbiomassen øker raskt frem til 12-15 års alder avhengig av bonitet for deretter avta og etter ca 30 år flate ut. På høy bonitet blir biomassen redusert til 25% av hva den var i de beste årene, mens på lav bonitet blir biomassen kun redusert til 70% av nivået i de beste årene.

Det er lite furu i MEV's skogområder, så kurven vil nok få en litt annen form i områder der det er mer skog på lavere boniteter og dermed et større innslag av furu. På mager mark opprettholdes også beitetilbudet etter ca 25 år, og gir et mattilbud som er bedre enn på mer frodig mark. Dette skjer trolig fordi

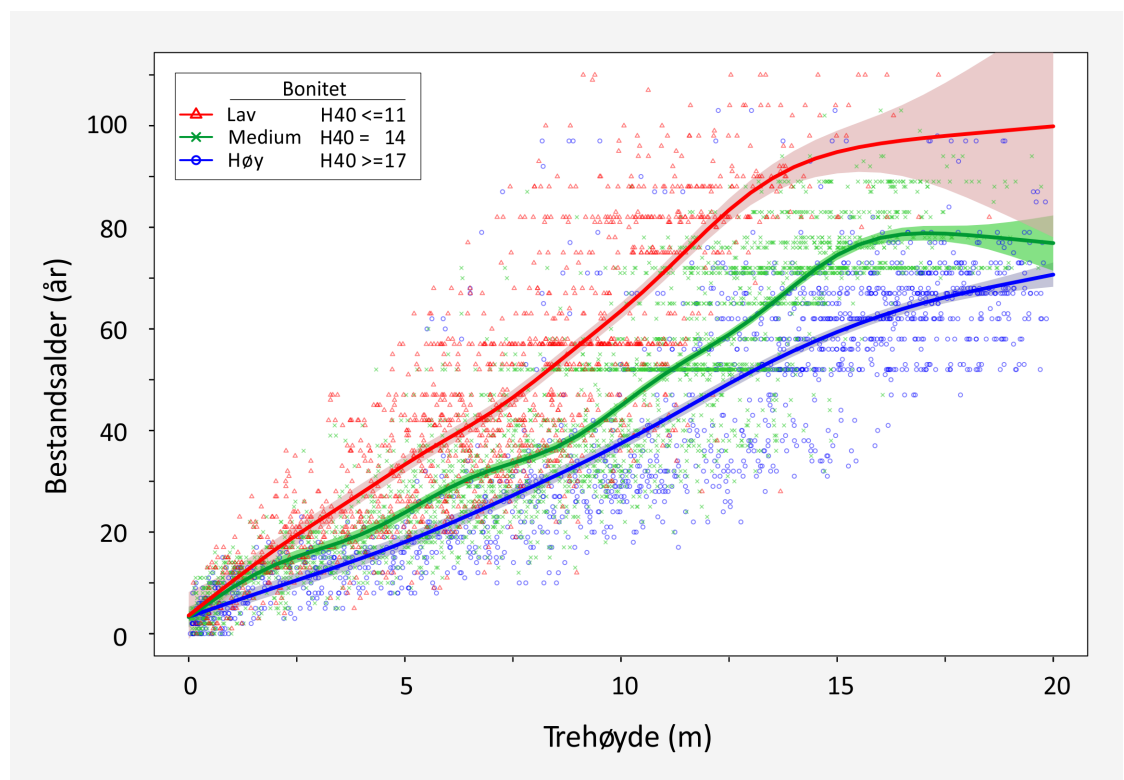


skogen etterhvert blir mer åpen på mager mark og dermed gir plass til mer vegetasjon i elgens beitesjikt.

Siden Landsat-satellittene med 30 meters oppløsning først kom i 1984 er det behov for å kunne beregne alder på bestand som er eldre enn det tidspunktet. Til det er benyttet LiDAR data fra MEV's skogområder siden alder på bestandene er kjent her. Ved sammenlikne alder med trehøyden, målt som 70% persentilen av LiDAR-målingene innen 5x5 meters ruter, fremkommer en tydelig sammenheng (figur 7.4). Høydetilveksten er tilnærmet lineær fram til ca 90 års alder for bestand med høy bonitet og noe lengre på magrere mark. Ved bruk av figuren kan bestandsalder beregnes fra LiDAR-

data, og når alder er kjent kan funksjonene bli benyttet til å estimere forventet biomassen slik som beskrevet i metoden.

Fra denne dynamiske modellen kan kart over kvistbiomasse tilgjengelig for elg produseres for et valgt år. Uttrekk av biomassedata fra denne modellen (snittet algoritmene Cubist og GBM) er benyttet i analysen over elgens arealbruk (kapittel 4.4).



Figur 7.4. Bestandsalder som en funksjon av trehøyde målt med LIDAR. 70% persentilen er benyttet som mål på bestandets trehøyde. Bestandsalder er hentet fra Mathiesen Eidsvold værks (MEV) skogdata.



Statens vegvesen
Vegdirektoratet
Publikasjonsekspedisjonen
Postboks 6706 Etterstad 0609 OSLO
Tlf: (+47) 22073000
publvd@vegvesen.no

ISSN: 1893-1162

vegvesen.no

Trygt fram sammen